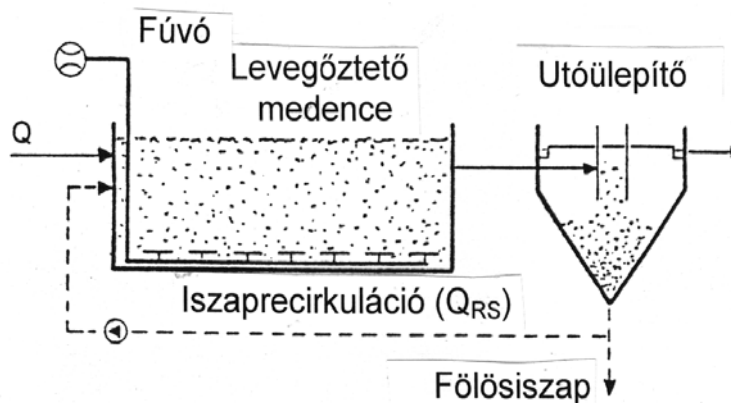


Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése

2.1. A technológia kialakulása, történeti fejlődése

2.1.1. Egy iszapkörös eljárások

Az élővizek oxigénellátását és öntisztulását intenzifikáló, levegőztetéssel történő szennyvíztisztítás 1910 körül kezdődött Angliában (von der Emde, 1964). Arden és Lockett (1914) Manchesterben is ilyen tisztítást végzett, de a levegőztetést bizonyos idő elteltével leállították, majd hagyták ülepedni a rendszert. A tiszta részt dekantálták, majd friss szennyvízzel töltötték fel a levegőztető teret, s ismételték a műveleteket újra és újra. Hat órás levegőztetési ciklusokat tartva, megfelelő iszapkoncentráció kialakulása után teljes nitrifikációt értek el. A leülepedett iszapot „eleven iszapnak” nevezték. Az első gyakorlati berendezés ennek megfelelően egy olyan betáplálási és tisztított víz elvételi ciklusokkal működő eleveniszapos rendszer volt, melyet napjainkban szakaszos betáplálású rendszernek (Sequencing Batch System - SBR) neveznek. Mivel abban az időben a vezérlés, fejletlensége miatt csakis manuálisan működtetés volt lehetséges, nagyon sok üzemeltetési gondjuk volt. Ezért döntöttek akkor a levegőztető folyamatos betáplálása mellett, s alakították ki a napjainkban a hagyományosnak tekinthető eleveniszapos szennyvíztisztítási megoldást, melyet az 1. ábra szemléltet.



1. ábra: Az eleveniszapos szennyvíztisztítás folyamatábrája.

Az eleveniszapos rendszer négy alapvető jellemzővel rendelkezik:

- (1) Megfelelő oxigénbevitellel rendelkező eleveniszapos medencét tartalmaz, melyben a biomassza keverését a levegőbevitel és a folyadék betáplálása biztosítja,
- (2) Utőulepítővel rendelkezik, melyben a biomassza kiülepedik a kezelt szennyvízből (esetleg más megoldással kerül szeparálásra),
- (3) Utőulepítő fenékteréből az iszapot recirkuláltatják a levegőztető medencébe (többnyire folyamatos áramban),

- (4) a keletkező iszap megfelelő hányadát (főliszap) rendszeresen eltávolítják a rendszerből, biztosítva a levegőztető medence megfelelő iszapkoncentrációjának a fenntartását.

Ha a fenti elemek folyamatok bármelyike meghibásodik, a teljes folyamat üzemképtelenné válik. Előülepítés nem szükségszerű az eleveniszapos tisztításnál. Az előülepítőket rendszerint gazdasági megfontolásból építették, vagy építik ki a technológiában.

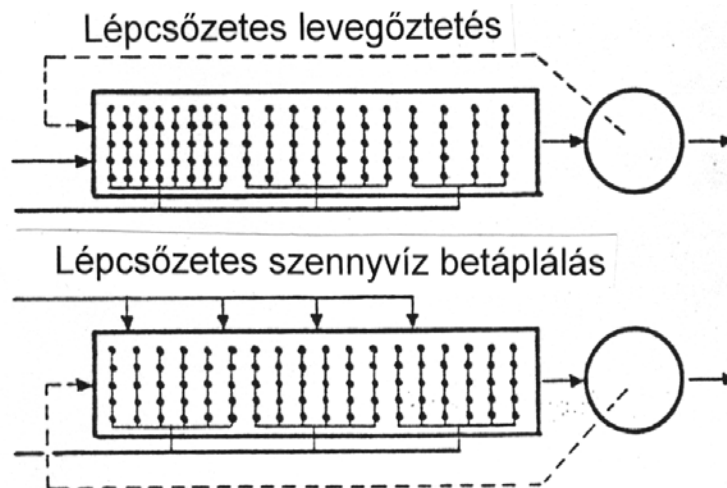
A kezdeti időszakban az eleveniszapos medencéket finombuborékos levegőztetéssel látták el. A kerámia diffúzorok gyakori eltömődése miatt kerültek ebben az időszakban kifejlesztésre és széleskörű elterjedésre a felületi levegőztetők. Bolton 1921-ben használt először függőleges tengelyű felületi levegőztetőt. 1965-től kezdődően ez a levegőztető típus világszerte széles körben elterjedt kis és nagy telepeken egyaránt. Hollandiában 1925-ben Kessener készítette az első vízszintes tengelyű keverőlapátos levegőztetőt (Kessener kefe), melyet körcsatornás, finombuborékos levegőztetővel ellátott rendszerbe telepítettek (von der Emde, 1964). Az ilyen típusú felszíni levegőztetőket ugyancsak a '60-as években kerültek nagy számban beépítésre a nagyterhelésű eleveniszapos tisztítóknál az oxigénellátás növelésére. Pasveer (1958) a Kessener-kefét a levegőztetés, valamint a folyadék keverésének az egyidejű biztosítására építette be egy oxidációs árokba. 1965-től kezdődően azután mintegy egy méter átmérőjű, vízszintes mamutrotorok beépítésére is sor került a zárt cirkulációjú oxidációs árokba, medencékbe. Más levegőztetési lehetőség nyílt meg a függőleges tengelyű levegőztetők beépítésével és a folyadék propellerekkel történő kényszer-konvekciójának biztosításával (Zeper és De Man, 1970). Mindkét említett rendszert jelenleg is alkalmazzák kis és nagy szennyvíztisztítóknál egyaránt.

A membrán levegőztetők 1970 körüli ugrásszerű fejlődése után ez a megoldás vált ismét népszerűvé. Megfelelő, ha a levegőztetéssel kellő turbulencia biztosítható az iszaprések kiülepedésének megakadályozására. Hogy az energiaigényt a levegőztetésnél minimalizálja, Imhoff már 1924-ben kis terhelésű eleveniszapos rendszereinél vízszintes tengelyű keverőt épített be a levegőztető medencébe a finombuborékos levegőztetésnél. Miután Pasveer és Sweeris (1962) megállapította, hogy vízszintes folyadékáramba történő levegőbevitel esetén az oxigénátadás javítható, Danjes olyan megoldást épített ki, melynél a diffúzorok egy mozgó hídra voltak rögzítve (Scherb, 1965). Válaszképpen erre a megoldásra 1970 körül a Menzel-cég kis sebességű propellereket épített be egy finombuborékos diffúzorokkal levegőztető körmedencébe. Napjainkban a hengeres medencekialakítás vagy körbezárt csatornarendszer esetén a membrán-diffúzorok alkalmazása a keverőkkel történő vízszintes irányú folyadékmozgatás kombinálásával népszerű, különösen a hatásosabb ciklikus levegőztetés révén jobb hatásfokú denitrifikációra (nitrogéneltávolítás) tervezett rendszereknél.

Az ipari szennyvizek tartalmazhatnak olyan anyagokat is, melyek a kerámia vagy gumimembrán diffúzorokon kiválnak, kikristályosodnak. Tartalmazhatnak ezek a szennyvizek a membránok felületét eltömítő zsirokat, vagy olyan anyagokat, melyek a membrán anyagát is tönkreteszik. A felületi vagy durvabuborékos levegőztetés sztatikus keverőkkel ezért jobb megoldás is lehet az ilyen szennyvizek tisztításánál. Mélyebb levegőztetőmedencéknél a centrifugál szivattyús, vagy turbinás levegőztetés igen kedvező. Ez a durva buborékos levegőztetés és intenzív nyíróhatás olyan kombinációja, amely a nagy buborékokat apró méretű buborékokká aprítja. A vízszivattyú elven működő levegőztetés hasonlóan elterjedt, különösen az Egyesült Államokban. Ennél is igen finom buborékok keletkeznek a fellépő nagy nyíró hatás eredményeként.

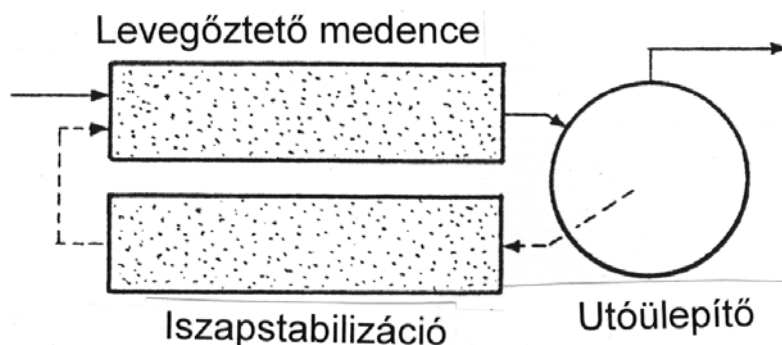
A levegőztető medencéket kezdetben négyszögletes alaprajzzal és a fenéken egyenletes levegőztető elem elosztással építették ki. A szennyvíz és a recirkuláltatott iszap a medence

egyik végén került bevezetésre, majd a szemben lévő végén távozott. A belépő ponton a nagy oxigénfelvételi sebesség következtében az oldott oxigén koncentrációja minimálisra csökkent, csaknem nulla lett. Ezt elkerülendő, a belépési pont körül a levegőztető elemeket nagyobb sűrűséggel helyezték el, mint a medence további részében. Az ilyen levegőztetést lépcsőzetes levegőztetésnek nevezték el. A lépcsőzetes betáplálás ugyanakkor az érkező szennyvíz medencehossz mentén, több ponton történő betáplálását jelenti, amikor is a levegőztető elemek elosztása egyenletes maradhatott a medencefenéken (2. ábra).



2. ábra: Lépcsőzetes levegőztetés és lépcsőzetes szennyvíz betáplálás kialakítása.

Mivel a szerves anyagok döntő részét viszonylag az eleveniszap rövid keveredési, levegőztetési idő alatt eltávolítja a vizes fázisból, az Egyesült Államokban az ún. „bioszorpció” vagy „kontakt stabilizáció” eljárás is számos nagyüzemben bevezetésre került (Ullrich és Smith, 1951). Ennél a megoldásnál a recirkuláltatott iszapot 2-4 órás levegőztetés során „regenerálják”, melynek során az iszap oxidálja, asszimilálja a szerves anyagokat a tulajdonképpeni eleveniszapos medencébe történő visszavezetését megelőzően, ahol azután már 0,5-2 órás levegőztetés (hidraulikus tartózkodási idő) elegendő (3. ábra).

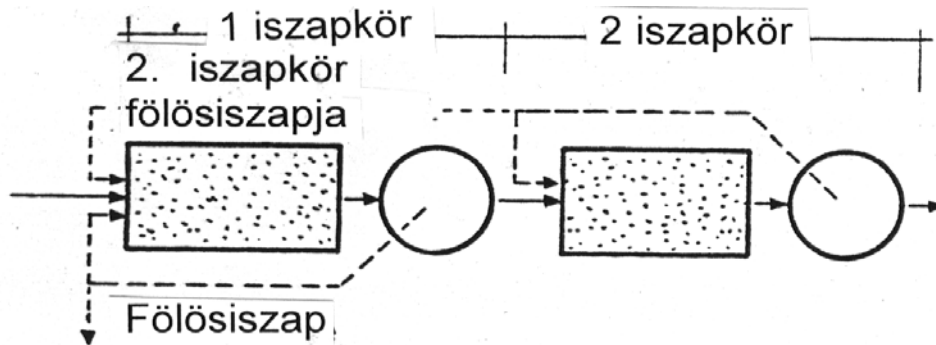


3. ábra: Kontakt stabilizációs eleveniszapos szennyvíztisztítás.

2.1.2 Két iszapkörös eljárások

1955-ben Imhoff alkotta meg az első két iszapkörös eleveniszapos szennyvíztisztítót Németországban. Az ilyen megoldás két sorba kapcsolt, egymástól független eleveniszapos tisztítóból tevődik össze. Az első lépcső ilyenkor nagy relatív iszapterheléssel (F/M) működik F/M az egységnyi iszaptömeg napi tápanyag-ellátottsága. A második lépcső, vagy iszapkör

ezzel szemben meglehetősen kis relatív iszapterhelést kap. A második iszapkör fölősiszapját rendszerint az első lépcsőre vezetik vissza (4.ábra). Az AB eljárás, melyet Böhnke (1978) alakított ki és szabadalmaztatott, olyan két iszapkörös (két lépcsős) eleveniszapos rendszer, mely nem alkalmaz előülepítőt. Ennél a megoldásnál a második lépcső fölősiszapját nem kell visszavezetni az első lépcsőbe.



4. ábra: A két iszapkörös eleveniszapos szennyvíztisztítás kialakítása

A kétlépcsős eleveniszapos tisztításnak számos előnye van. A káros szennyezők az első lépcsőben eltávolíthatók, ami az ipari szennyvizek tisztításánál különösen fontos lehet. A második lépcsőben azután a nagy iszapkor eredményeként azok a mikroorganizmusok is adaptálódhatnak, melyek a nehezen bontható szerves anyagok vagy az ammónia oxidációját hivatottak biztosítani. Ezen túl az iszapduzzadás is ritka jelenség a kétlépcsős tisztítóknál. Hátránya a megoldásnak, hogy ennél kétszer annyi ülepítő kapacitás kell, mint az egy iszapos megoldásnál. Hatékony nitrogén- és foszforeltávolítás sem várható a második lépcsőben a szerves tápanyag hiánya miatt, melyet az első lépcső már döntően eltávolított a szennyvízből.

2.1.3 Egyiszapkorös rendszerek szén, nitrogén és foszforeltávolítása

A 1960-as évek elején a nitrogén eltávolítására három különböző megoldást alkalmaztak az eleveniszapos tisztítóknál (5. ábra):

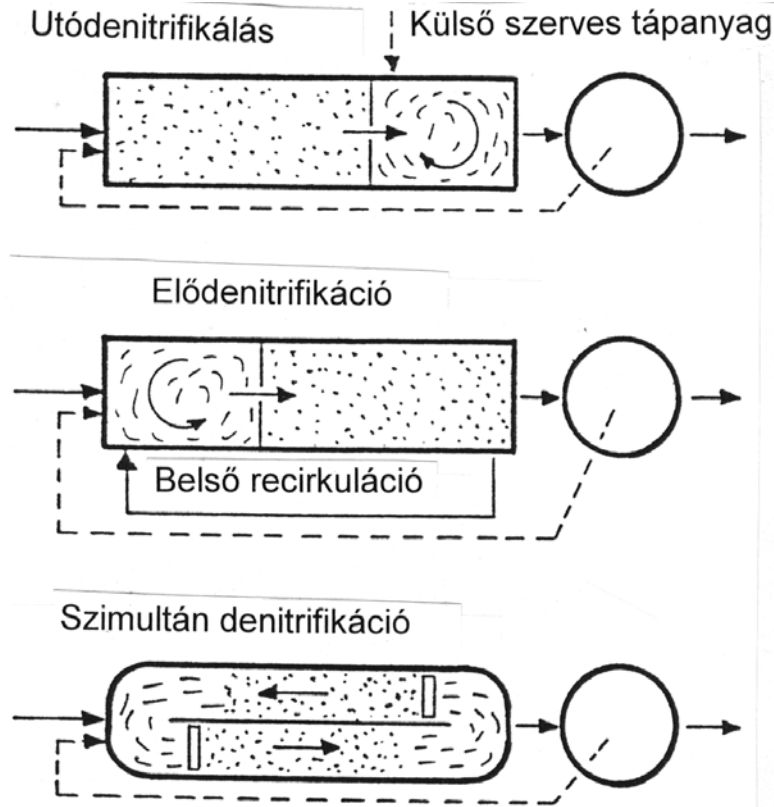
- utódenitrifikáció (Bringmann, 1961; Wuhrmann, 1964)
- elődenitrifikáció (Ludzack és Ettinger, 1962)
- szimultán denitrifikáció (Pasveer, 1964)

Az utódenitrifikáció további külső tápanyag-adagolás nélkül nem elég hatékony vagy túlzottan nagy térfogatot igényel. Bringmann (1961) megpróbálta egy megkerülő ágon történő nyers szennyvíz bevezetéssel javítani a denitrifikációt, de ilyenkor az utóülepítő elfolyó vizében arányosan nagyobb mennyiségű ammónia maradt.

Az első üzemi méretű elődenitrifikáló megoldást Németországban, a Stuttgart-i Egyetem kísérleti telepén építették ki (Kienzle, 1971). Barnard (1973, 1974) sikeres félüzemi kísérletei után az első nagyüzemi elődenitrifikációs, ugyanakkor biológiai többletfoszfor eltávolítással (EBPR) kiegészített üzemet 1974-ben építették ki Dél-Afrikában. Németországban az első nagyüzemi elődenitrifikáció csak 1988-ban került üzembehelyezésre (Krauth és Staab).

A megépítésekor nagynak, és korszerűnek számított Bécsi szennyvíztisztító telep 300.000 lakosegyenérték (LE) kapacitással 1969-ben átadásra került (von der Emde, 1971). Két 6000

m^3 víztérfogatú levegőztetett oxidációs árok épült ott meg, sorba kapcsolva, egyenként hat iker mamutrotor beépítésével, szimultán denitrifikációt biztosítva az oxidációs árok nem levegőztetett térfogataiban (Matsche, 1972). Ebben az időben ez volt a legnagyobb egyiszapkorös eleveniszapos szennyvíztisztító a világon, amely a nitrogéneltávolítást külső szénforrás adagolása nélkül biztosította.



5. ábra: Különböző denitrifikációs lehetőségek az eleveniszapos szennyvíztisztításnál.

A fenti és más, fokozott hatásfokú nitrogéneltávolítási technológiai fejlesztési eredményeinek részletezésére későbbi fejezetben kerül sor.

Thomas (1962) alapvető munkája nyomán a foszfor szennyvíztisztítás során történő szimultán kicsapátása könnyen tervezhető. Barnard (1973) egy anaerob teret illesztett a technológiába a biológiai reaktor elé biológiai többletfoszfor eltávolítás érdekében. Napjainkban a legtöbb új üzem már ilyen megoldással kerül kiépítésre. A vegyszeres foszforkicsapátás lehetőségét biztonság céljából szokásos kiépíteni az ilyen üzemeknél. Természetesen igen szigorú foszfor kibocsátási határértékek esetén arra mindenképpen szükség is van. A foszfát eltávolításának a részleteit, fejlesztésének újabb eredményeit ugyancsak későbbi, külön fejezet ismerteti.

2.1.4 Speciális technológiafejlesztési irányok

2.1.4.1. Tiszta oxigénes eleveniszapos szennyvíztisztítás

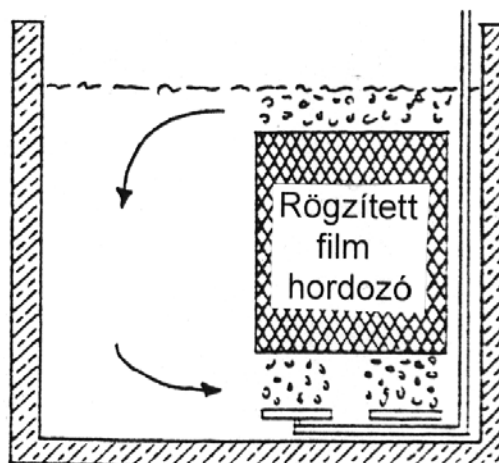
A rossz levegőellátás miatt az USA-ban korábban sok eleveniszapos üzemet kis iszapkoncentrációval ($1\text{--}2 \text{ kg/m}^3 \text{ MLSS}$) és hosszú levegőztetési idővel (5-8 órás HRT a levegőztetőben) működtettek, kizárólagosan a szerves anyag eltávolítás esetén is. A tiszta oxigénes eleveniszapos szennyvíztisztításnál, amely az 1970-es évek körül kezdett terjedni, az

oxigénátadás nem limitáló tényező. Ilyenkor az iszapkoncentráció a medencében akár 5 kg/m^3 érték fölé is növelhető és a levegőztetési idő lerövidíthető 2 órára, miközben 90 % körüli BOI eltávolítást lehet a tisztításnál elérni (Kulpberger és Matsch, 1977). Célszerű ilyenkor a levegőztetők lefedése, hogy a kifújt oxigént (medencegáz) recirkuláltathassák, jobban hasznosíthassák. Ezzel az üzem gázemissziója is csökkenthető. Kedvezőtlen azonban a nagy CO_2 koncentráció a gázfázisban, amely túl kis pH esetén betonkorróziót okozhat és a nitrifikációt is lelassíthatja, megakadályozhatja. Németországban csak néhány ilyen tiszta oxigénes eleveniszapos telep került beüzemelésre a múlt század hetvenes éveiben. Azóta a szükséges nitrogéneltávolítás érdekében ezek legtöbbjét is kis terhelésű rendszerre építették át. Levegőztetésüket finombuborékosra cserélték.

Napjainkban néhány hagyományosan levegőztetett eleveniszapos rendszerben a csúcsterhelések áthidalására, adagolnak tiszta oxigént. Ezeknél a levegőztető medencék fedetlenek és oxigénrecirkuláció sincs. A tiszta oxigén bevitele speciális finombuborékos gázbekeverő rendszerrel vagy folyadéksugaras levegőztető rendszerrel történik. A Brémai új szennyvíztelepen a tiszta oxigén adagolása nemcsak a csúcsterheléseknél, de az áramkimaradások esetén is lehetséges. Kiszámolták, hogy ez gazdaságosabb, mint a többlet fűvőképesség és elektromos áramellátó kapacitás kiépítésének költsége.

2.1.4.2. Rögzítettfilmes egységek beépítése az eleveniszapos medencékbe

A levegőztető medence iszapkoncentrációjának megnövelése, s a nitrifikáció határfokának javítása érdekében, az eleveniszapos medencébe biofilm kialakítására alkalmas rögzített hordozót helyeztek. Először a csepegtető testek műanyag töltetéhez hasonló töltetet használtak erre a célra (Lang, 1981) - 6. ábra -. Úgy gondolták, hogy a hordozón a nitrifikálók jobban elszaporodhatnak. Schlegel (1986) azonban kimérte, hogy a kialakuló filmben alig találhatók nitrifikálók, ellenben protozoák igen nagy számban. Megállapította, hogy az ilyen üzemekben, a nitrifikáció javulása éppen a protozoák nagyobb mennyiségű jelenléte eredményeként jelentkező kisebb iszapprodukció eredménye. Ez a jobb iszapüledési hajlam (kis iszapindex) következtében nagyobb iszapkoncentráció tartását teszi lehetővé.



6. ábra: Biofilm kialakítására alkalmas hordozó beépítése az eleveniszapos rendszer levegőztető medencéjébe (metszeti rajz)

Más hordozóval is kísérleteztek a levegőztető medencékben, mint például vékonyabb szálú műanyagháló, csomózott, hurkolt kivitelű műanyag spárga, illetőleg függesztett műanyag

szalag (Lessel, 1991). Kellemetlen az ilyen rendszereknél a legyek protozoákhoz hasonló nagy tömegű elszaporodása (Heinz és társai, 1996).

A LINPOR eljárásnál porózus műanyag hab kockák kerülnek a levegőztető medencébe, annak 10-30 %-át kitöltve. A biofilm kialakulása eredményeként a biotömeg koncentráció a medencében így is jelentősen növelhető, s mivel annak egy része folyamatosan a medencében marad, az utóülepítő sem válik túlterheltté (Morper, 1994). Japánban az ANDP eljárás hasonló megoldás, ahol az aerob tér mintegy 40 %-át műanyag golyókkal (műanyag testekkel - 4 mm átmérőjű, 5 mm hosszúságú polipropilén darabkákkal) töltötték meg, s azon alakították ki biofilmet a nitrifikálók immobilizálására (Takahashi és Suzuki, 1995). Ezeket lebegő iszapot és biofilmet egyaránt beépítő megoldásokat hibrid rendszereknek nevezik.

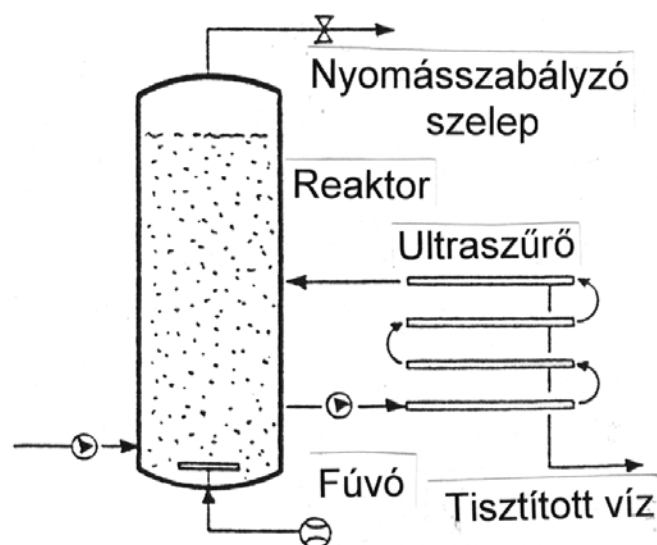
2.1.4.3. Nagy terhelésű reaktorok

Az ilyen tisztítók nagy fajlagos térfogati terheléssel, mintegy 10-60 kg KOI / m³d, s ennek megfelelően nagy fajlagos térfogati oxigén-felhasználással működnek. Az ilyen tisztítást általában zárt cirkulációs körű reaktorokban valósítják meg. Az ICI kútbiológiája, valamint a HRC reaktor (Vogelpohl, 1996) ilyen berendezések. A „Hubstrahl” reaktorban nagy számú perforált lemez oszcillál vertikális irányban nagy frekvenciával, javítva ezzel a mikroorganizmusok jó tápanyagellátásához elengedhetetlen oxigénátadást és turbulenciát (Brauer, 1996).

A nagy terhelésű eljárásokat célszerűen nagy szennyezettségű, koncentrált szennyvizek tisztítására használják, melyeknél az oldott, illetőleg könnyen bontható szerves anyag hányad is nagy. A nagy térfogati terhelés miatt, melyet gazdasági megfontolásból alkalmaznak (előtisztítás), a szennyezőanyag eltávolítás rendszerint korlátozott, a KOI tekintetében csak mintegy 60-80 %.

2.1.4.4. Membrán-szeparációval ellátott eleveniszapos rendszerek

Miután a membrán-szeparációt előbb sikeresen alkalmazták minták előkészítésénél (folyamatos monitoring rendszerek), Kayser és Ermel (1984), valamint Krauth és Staab (1998) olyan csőmembrános rendszert alakítottak ki, melyben az utóülepítést membrán-szeparációval helyettesítették (7.ábra).



7. ábra: A „biomembrat” eljárás folyamatábrája

A membrán ezeknél a megoldásoknál még atmoszféricusnál nagyobb nyomással működött. A megoldás „biomembrat” néven került forgalomba. A membrántechnika gyors fejlődése eredményeként ma már számos ipari megvalósítása is működik ennek a megoldásnak, melyek speciális membránnal történő mikroszűrést végeznek.

A fázisszeperáció membránnal történő biztosításának komoly előnye, hogy nagy iszapkoncentráció tartását teszi lehetővé a levegőztető térben ($15-20 \text{ kg/m}^3$), a permeátum lebegőanyagmentes lesz, s az ultraszűrő a nehezebben bontható nagyobb szerves molekulákat is visszatartja, növelve ezzel az iszap adaptációs lehetőségét. Ma már a modern ultraszűrőkkel a fázisszétválasztás túlnyomás nélkül is biztosítható. Még mindig hátrány azonban a membrán kis fajlagos felületi terhelhetősége (folyadékáram). Maga a membrán még mindig elég drága és így csak speciális esetekben, speciális tisztítási igény esetén alkalmazható az ilyen kiépítés.

2.2. Technológiai és mikrobiológiai ismeretek

2.2.1. A szennyvíz jellemzői

A tisztítandó szennyvíz tartalmazhat egyetlen oldott szerves tápanyagot, például valamilyen alkoholt, de lehet oldható szerves anyagok keverékét vagy szilárd szerves anyagok és többféle szerves anyag elegyét tartalmazó folyadék is. Legtöbb ipari szennyvíz azonban oldott és lebegő szerves anyagok és oldott szerves sók keveréke. A lakossági szennyvizek és legtöbb élelmiszeripari szennyvíz a felhasznált ivóvíz sótartalmán túl döntően oldott és lebegő szerves anyagokat tartalmaz.

A szerves szennyezők mikrobiológiai eltávolítása, vagy ami azzal egyenértékű, a mikroorganizmusok sejtanyagának az abból történő kiépítése a makro és mikro-tápanyagokat (nitrogént, foszfort, kalciumot, nátriumot, magnéziumot, vasat és más alapvető nyomelemeket) meghatározott mennyiségi arányban igényli. Az ipari szennyvizeknél a hiányzó tápanyagokat (elemeket) adagolni kell a szennyvízhez. Mivel a lakossági szennyvíz a szerves anyaghoz képest valamennyi szükséges elemet feleslegben tartalmazza, kedvező lehet az ipari és a lakossági szennyvizek együttes tisztítása, ha az ipari elfolyó víz a mikroorganizmusok tevékenységét egyebekben nem korlátozza (mérgezés).

A szerves anyagok koncentrációja a szennyvízben biológiai oxigénigény (BOI_5 vagy BOI_{20} - az inkubációs idő 5 vagy 20 nap, nitrifikáció kizárásával), a kémiai oxigénigény (KOI), vagy az összes szerves széntartalom (TOC) mérésével jellemezhető. A nyers lakossági szennyvíz esetén ezeknek a paramétereknek az aránya a következő tartományba esik:

KOI/TOC:	3,2 – 3,5
KOI/ BOI_5 :	1,7 – 2,0
BOI_5 /TOC:	1,7 – 2,0

Mivel a BOI csak a biológiailag bontható anyagmennyiséget reprezentálja, a KOI és TOC ugyanakkor a biológiailag nem bontható szerves anyagot is méri, a fenti komponensek aránya egy jól tisztított lakossági szennyvíz ($\text{BOI} = 10-20 \text{ mg/l}$) esetén a fentiektől már lényegesen eltérő (Begert, 1985):

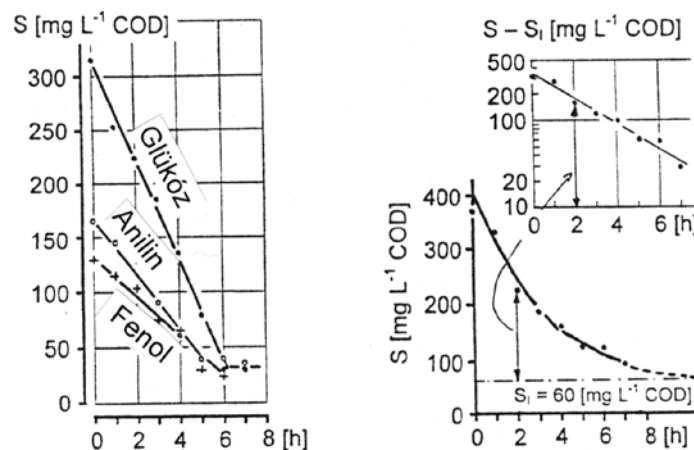
KOI/TOC:	3,0 – 3,5
----------	-----------

KOI/BOI ₅ :	3,0 – 6,0
BOI ₅ /TOC:	0,5 – 1,0

A BOI₅ (vagy Skandináviában BOI₇) mértékét eddig a szennyvíz legjellemzőbb paraméterének számított. A BOI előnye, hogy csak a biológiailag bontható szerves anyag mennyiségét reprezentálja. Hátránya, hogy a BOI₅ a biológiailag bontható szerves anyagoknak csak egy részét jelenti. A 20 napos lebontási vizsgálattal (BOI₂₀) jellemzőbb érték lenne biztosítható. Ilyen időtartamú vizsgálat azonban a gyakorlat szempontjából hasznosíthatatlan. A TOC mikrobiológiai tekintetben kedvezőnek tűnne, de jelenleg a minták lebegőanyag tartalma még analitikai problémát jelent. A KOI mérésének egyszerűsítése után, napjainkra általánosan felhasznált jellemzővé vált. A KOI alapján megfelelő tömegmérték készíthető és így a biológiai folyamatok modellezésében is széles körben alkalmazzák (Henze és társai, 1987, 1995).

2.2.2. Szerves szén eltávolítása a szennyvízből

A szerves anyag eltávolítása kinetikájának leírására sok próbálkozás történt, a lakossági szennyvizek tisztításánál a Michaelis-Menten vagy Monod-kinetika végül is megfelelőnek bizonyult. Sok egyedi anyagra a k_m vagy k_s meglehetősen kicsi, amiért is azokra az egyedi tápanyag eltávolítás szakaszos vizsgálatainál nulladrendű reakciót mértek. Olyan kevert tápanyagok esetén azonban, mint amilyen a szennyvíz, az ilyen méréseknél is elsőrendű tápanyag eltávolítási sebességet tapasztaltak. Wuhrmann és von Beust (1958) az utóbbit számos nulladrendű reakció sorozataként magyarázta. Tischler (1968) később vizsgálta a glükóz, anilin és fenol lebomlását szakaszos reaktorban. Külön-külön vizsgálva a bonthatóságukat, mind a komponensre, mind a KOI-re nulladrendű reakciót mértek (8. ábra bal kép).



8. ábra: Egyedi szennyezőanyagok biológiai eltávolítása (Tischler, 1968)
(Bal: egyedi tápanyagok bontása; jobb: keverékek bontása)

Fontos azonban megjegyezni, hogy bár az anyagokat teljesen sikerült eltávolítaniuk, mintegy 30 mg/l körüli KOI maradt a vizes fázisban. Olyan vizsgálatkor, amikor a három anyag keverékét adaptált tenyésztéssel bontották, egy kvázi elsőrendű reakció volt tapasztalható (8. ábra jobb kép). Ekkor a lebontás végén mintegy 60 mg/l KOI maradt az oldatban. A maradék KOI azzal magyarázható, hogy a baktériumok biológiailag le nem bontható vegyületeket termelnek. Megállapítható, hogy bármilyen szennyvíz tápanyagainak átalakítása

után a tisztított vízben maradó, biológiailag nem bontható KOI-nek egy része nem a szennyvízzel eredetileg érkezett, változatlan formájú szennyezés.

Elsőrendű tápanyag-eltávolítási reakció esetén a sebességi állandó mind szerves anyagok, mind lakossági szennyvíz, mind egyéb szennyvizeknél is a szennyvíz jellemzőitől, valamint az iszap relatív terhelésétől függ. Ez annak a ténynek tulajdonítható, hogy ugyanazon iszapkoncentráció (MLVSS – az iszap száraz anyagának izzítási vesztesége) a mikroorganizmusok száma és típusa, a szennyvíz összetétele és a relatív iszapterhelése függvényében nagyon különböző lehet.

A szakaszos kísérletek bebizonyították, hogy a szerves anyagok eltávolításának a hatásfoka az eleveniszap tisztítóban történő átlagos tartózkodási idejétől, vagy ami ezzel fordítva arányos, az iszap relatív tápanyag ellátottságától függ. A tápanyag-mikroorganizmus arány (F/M) ezért a tervezésnél általánosan alkalmazott paraméter. Számítása a következő:

$$F/M = Q_d \cdot C / (V \cdot MLVSS \cdot 1.000) = C / (t^* \cdot MLVSS \cdot 1.000) \quad [d^{-1}] \quad (1)$$

Az F/M arány (a biomassa szárazanyag tartalmára -MLSS- vonatkoztatva) az iszap relatív BOI_5 terhelése. A szerves anyagok eltávolításának hatásfoka tehát meghatározóan az F/M aránytól (mikroorganizmusok relatív tápanyag-ellátottsága) függ, de mellette a szennyvíz típusa, összetétele és különösen a mikroorganizmusokra toxikus hatása is fontos tényező.

Jelenleg az eleveniszapos tisztítók tervezésénél az iszapkort vagy a lebegőanyag átlagos tartózkodási idejét (SRT) használják legáltalánosabban.

$$SRT = (V \cdot MLSS) / M_{exe} \quad [d^{-1}] \quad (2)$$

Az (1) és (2) egyenletek összevonásából adódik:

$$F/M = Q_d \cdot C / (SRT \cdot M_{exe} \cdot 1.000) \quad [d^{-1}] \quad (3)$$

Ahol:

Q_d	m^3/d	napi szennyvízhozam
C	mg/l	a szennyvíz tápanyag koncentrációja (BOI_5 , KOI vagy TOC)
V	m^3	reaktor (medence) térfogat
$MLVSS$	kg/m^3	eleveniszapos medence lebegő szerves anyagának a koncentrációja (izzítási veszteség)
$MLSS$	kg/m^3	az eleveniszapos medence lebegőanyag koncentrációja (105 °C-on szárított tömeg)
t^*	d	tartózkodási idő ($t^* = V/Q_d$, a szennyvíz hidraulikus tartózkodási ideje a reaktortérben)
M_{exe}	kg/d	a fölősiszap napi tömege

Mivel a napi fölősiszaphozam a lebontott szerves tápanyagmennyiség eredményeként (M_{exe} , C) a szervesanyag terhelés ($Q \cdot C$) függvénye, a tápanyagellátottság (F/M) a csökkenő iszapkorrallal (SRT) nő. A nagy tápanyagarány megfelelően nagy oxigénfelvételt jelent, illetőleg oxigénellátást, oxigénátvitelt igényel, amely a korábbi időszakban a nagy terhelésű kialakítások szűk paraméterét jelentette. Az oxigénellátáshoz szükséges fajlagos energiaigény azonban ilyenkor igen jelentős. A későbbi, reaktorfejlesztéseket ismertető részben bemutatásra kerül az akkori problémának a jelenlegi áthidalása, kiküszöbölése.

A szerves anyag eltávolításakor keletkező fölösiszap-hozamának és az ahhoz szükséges oxigén mennyiségének (oxigénigény) a kiszámolásához, majd végül a szükséges reaktortérfogatot behatárolásához, a KOI alapján történő anyagmérleg felállítása szükséges. A következő számítások részben az 1. számú eleveniszapos modell (Henze és társai, 1987) alapján készültek (Gujer és Kayser (1998) megfelelő kiegészítéseivel). A kommunális szennyvizek tisztítására néhány paramétert a teljes biológiai szerves tápanyag eltávolításnak megfelelően kell figyelembe venni, aminek az iszapkor nagyobb, mint 5 nap, tehát a szabványos vizsgálatnál alkalmazott.

A biológiai tisztítóba érkező szennyvizet a következő jellemzőikre (koncentrációk) kell vizsgálni:

C_{KOI}	mg/l	összes KOI
S	mg/l	oldott KOI (0,45 μ m pórusméretű membrán szűrletének a KOI-ja)
TSS	mg/l	összes lebegő anyag (iszap)
VSS	mg/l	a lebegőanyag tartalom szerves (illó) része
ISS	mg/l	a lebegő anyag tartalom szervesetlen része (ISS = TSS – VSS)

A 0 és az alsó index a befolyó és az elfolyó szennyvízre utal, az I alsó index ugyanakkor a szennyvíz inert szerves anyagainak (9. ábra).

9. ábra: A szennyvíztisztítás KOI-ben felírható anyagmérlege

Mivel a szennyvíz lebegőanyagai a tisztítás végén teljes mennyiségükben a szennyvíziszapba kerülnek, az anyagmérleg KOI-ben történő felírásánál csak a tisztított víz oldott KOI-jével kell számolni (S_e).

A befolyó, nyers szennyvíz KOI-jének is két formáját kell megkülönböztetni, vagy figyelembe venni, az oldott KOI-t (S_0) és lebegő KOI-t (X_0):

$$C_{KOI,0} = S_0 + X_0 \quad (\text{mg/l}) \quad (4)$$

A bontható KOI-tartalom ($C_{KOI,bio}$) ezzel a következőképpen fejezhető ki:

$$C_{KOI,bio} = C_{KOI,0} - S_{I,0} - X_{I,0} \quad (\text{mg/l}) \quad (5)$$

A nyers szennyvíz lebegőanyag tartalmának mintegy 20-35 %-a tekinthető lebonthatatlan vagy inert lebegőanyagnak ($X_{I,0}$). Természetesen a fenti % a nyers szennyvíz lebegő KOI-jére (X_0)

vonatkozik. A szerves szennyezőanyagok oldható részének a lebonthatatlan hányada ugyanakkor kísérletileg meghatározható, feltételezve, hogy a tisztított, elfolyó szennyvíz oldott inert anyag tartalma megegyezik a befolyó szennyvíz oldott inertanyag tartalmával ($S_{I,e} = S_{I,0}$). Általánosan elfogadható, hogy a kommunális szennyvizek esetében az oldott inert vagy bonthatatlan szervesanyag hányad a befolyó szennyvíz összes KOI-tartalmára vonatkoztatva 5-10 % ($S_{I,0}=0,05-0,1$; $C_{KOI,0}$).

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás eredménye egyrészt a tisztított elfolyó víz, amely (S_e) oldott szerves KOI szennyezettséggel, valamint (X_{exe}) keletkező lebegő szennyvíziszap mennyiséggel (koncentrációk) jellemezhető. Mindkét mennyiséget KOI-ben kell számításba venni. Ekkor az anyagmérleg egyensúlyát az oxigénfelvételnek megfelelő KOI egyenérték figyelembevételével a következőképpen lehet felírni:

$$C_{KOI,0} = S_e + OU_C + X_{exe} \quad \text{mg/l} \quad (6)$$

A keletkezett fölősiszapot (X_{exe}) az anyagmérlegnél ugyancsak KOI egyenértékben kell figyelembe venni. Ez egyrészt a szerves anyag átalakításakor keletkezett biomasszából (X_{BM}), másrészt éppen az ilyen biomassza endogén bomlásakor keletkező, tovább már nem bontható szerves maradékból adódik ($X_{BM,I}$). Az utóbbi a tovább már nem bontható lebegő, vagy annak tekinthető adszorbeált szerves anyag. Ugyanitt figyelembe kell venni az anyagmérleg felírásához a nyers szennyvíz inert lebegő szennyezőit (frakcióját) is ($X_{I,0}$):

$$X_{exe} = X_{BM} + X_{BM,I} + X_{I,0} \quad (\text{mg/l}) \quad (7)$$

A keletkezett szerves szennyvíziszap vagy biomassza mennyiség a következő egyenlettel fejezhető ki:

$$X_{BM} = C_{KOI,bio} \cdot Y \cdot 1 / (1 + b \cdot \text{SRT} \cdot F) \quad (\text{mg/l}) \quad (8)$$

A szennyvíziszap endogén lebomlása során keletkező, már inert szervesanyag hányad ugyanakkor ($X_{BM,I}$) a gyakorlati tapasztalatoknak megfelelően a keletkezett szerves anyag vagy biomassza szerves részének mintegy 20 %-a.

$$X_{BM,I} = 0,2 \cdot X_{BM} \cdot b \cdot \text{SRT} \cdot F \quad (\text{mg/l}) \quad (9)$$

A fenti egyenletek jelölései:

OU_C	mg/l O_2	a szennyvíz szerves anyagának átalakításához, immobilitásához felvett oxigén mennyisége,
X_{BM}	mg/l	az átalakítás során keletkezett szennyvíziszap vagy biomassza KOI-ben kifejezett mennyisége,
$X_{BM,I}$	mg/l	a szennyvíziszap endogén lebomlásából keletkező inert biomassza, ugyancsak KOI-ben kifejezve,
Y	mg/mg	a szerves anyag iszappá alakításának a hozam fajlagosa (átlagosan $Y=0,67$ mg/mg),
b	1/d	az asszimilációval közvetlenül keletkező szennyvíziszap elhalásnak, bomlásának a sebessége (átlagosan $b=0,17$ 1/d 15 °C hőmérsékleten)
F	-	hőmérsékleti tényező, $F=1,072^{(T-15)}$

Igen fontos, hogy az X_{exe} , X_{BM} és az $X_{BM,I}$ mindegyike mg/l KOI-ben kifejezett mennyiségek, míg az OU_C , a szerves anyag átalakításakor felvett oxigén is térfogategységre vonatkoztatott mennyiség (mgO₂/l), ami a nyersvíz napi átlagos koncentrációjára vonatkozik. A szennyvíz napi mennyisége Q_d (m³/d), melyre vonatkozóan a koncentrációk alapján a napi anyagmennyiségek vagy oxigénigény is kiszámítható.

Általános tapasztalat, hogy a keletkező szennyvíziszapnak száraz anyagának 80 %-a szerves anyag, továbbá az utóbbi 1 mg-ja 1,45 mg KOI egyenérték. Ezzel az iszapba kerülő lebegő szerves anyag, vagy az iszap KOI egyenértéke is kiszámítható. Mivel az iszaphozamnak 80 %-a szerves anyag, s az iszap szerves anyagának a fajlagos KOI-ja 1,45 mg KOI/mg iszap szerves anyag, az összes lebegő anyagra (SS_{exe}) megfelelő faktoriall számolható át a szerves anyagra megadott érték ($1,45 \cdot 0,8 = 1,16$):

$$SS_{exe} = X_{exe} / 1,16 + ISS_0 \quad (\text{mg/l}) \quad (10)$$

Az oxigén-felhasználás ugyanakkor a (6) egyenletből számolható:

$$OU_C = C_{KOI,0} - S_e - X_{exe} \quad (\text{mg/l}) \quad (11)$$

A napi fölösiszap mennyiség $-M_{exe,C}$ (kg/d)-, valamint a napi oxigén-felhasználás ($M_{O,C}$ - kg/d) a következőképpen írható:

$$M_{exe,C} = Q_d \cdot SS_{exe} / 1,000 \quad (\text{mg/l}) \quad (12)$$

$$M_{O,C} = Q_d \cdot OU_C / 1,000 \quad (\text{mg/l}) \quad (13)$$

Olyan szennyvíztisztítóknál, amelyeknél biológiai többletfoszfor eltávolítására is sor kerül ($M_{exe,P}$), a biológiailag immobilizálódó többletfoszfor mennyiségét is figyelembe kell venni. Az olyan üzemeknél, melyeknél nitrogéneltávolítás, tehát nitrogén-oxidáció és redukció is van, a nitrifikáció során keletkező autotróf biomassza mennyisége szintén figyelembe vehető ($M_{exe,N}$) fölösiszapként. A nitrifikáció és denitrifikáció során felhasznált, illetőleg keletkezett vagy visszanyert oxigén mennyiségét a megfelelő reakcióknak a figyelembevételével külön kell számításba venni.

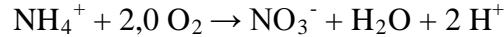
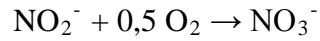
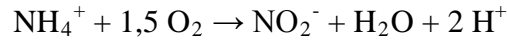
Ha egy szennyvíztisztításhoz szükséges iszapkor az elérendő tisztított szennyvíz minősége alapján meghatározásra kerül, a fentiek alapján a szükséges reaktor térfogat, vagy levegőztető medence, illetőleg összes eleveniszapos medence térfogat $-V$ (m³)- a következő egyenlettel számítható:

$$V = SRT \cdot M_{exe} / MLSS \quad (14)$$

ahol: $M_{exe} = M_{exe,C} + M_{exe,P} + M_{exe,N}$.

2.2.3. Nitrifikáció

A szennyvíz redukált állapotú nitrogén tartalma eltávolításának meghatározó lépése a nitrifikáció, melyet a feltételezések szerint két lépcsőben végeznek el a mikroorganizmusok. Az első lépcsőben az ammóniát nitritté alakítják a Nitrosomonas csoportba tartozó mikroorganizmusok, amely nitritet azután a Nitrobacter fajok alakítanak nitráttá. Az átalakítások sztöchiometriailag a következő egyenletekkel írhatók le:



Az átalakítás sztöchiometriai oxigénigénye a nitritté történő oxidációnál 3,43 mg O₂ / mg ammónium-nitrogén (S_{NH4}) ugyanakkor a nitrit (S_{NO2}) átalakításánál, oxidációjánál a fajlagos oxigénigény már csak 1,14 mg O₂ / mg nitrit-N melyet nitrát-nitrogénné alakítunk (S_{NO3}). A két oxigénigény együttesen 4,57 mg O₂ / mg NH₄-N. Mivel azonban autotrófok az oxidációval egyidejűleg szaporodnak is, aminek ugyancsak van ammónium fogyasztása, azaz szerves anyaguk kialakításához is történik nitrogénfelvétel, az a fenti fajlagost valamelyest csökkenti. Az átlagosan elfogadott, kimért nitrifikációs oxigénigény ezért nem a 4,57, hanem csak mintegy 4,2-4,3 mg / mg érték (Stensel és Barnard, 1992). A tervezésnél is egy átlagos oxigénigénnyel számolhatunk, ami az utóbbi 4,3 mg O₂ / mg nitrifikálandó nitrogén vagy ammónia-nitrogén érték.

A nitrifikáció során az egyenletekből láthatóan 2 mól sav keletkezik minden mól ammónium oxidációja során, illetőleg a denitrifikáció folyamatában ebből 1 mól sav felvételre kerül. Ezzel együtt a nitrifikáció következtében az iszapos víz jelentős savanyodása várható. Az ammónium oxidációjánál keletkező sav a szennyvíz vagy rendszer pufferkapacitását, alkalinitását csökkenti, ami annak kimerüléséhez. Azt követően a szennyvíz pH-ja jelentősen csökken, savasodik (lásd megfelelő alfejezet).

A heterotróf baktériumokkal összehasonlítva a nitrifikálók szaporodási sebessége sokkal kisebb. A nitrifikálók maximális szaporodási sebessége (Knowles és társai, 1965) a mérések alapján:

$$\text{Nitrosomonas: } \mu_{\max}^* = 0,47 \cdot 1,10^{(T-15)} \quad (1/d) \quad (15)$$

$$\text{Nitrobacter: } \mu_{\max}^* = 0,78 \cdot 1,06^{(T-15)} \quad (1/d) \quad (16)$$

Mivel a szennyvíztisztítás során a víz hőmérséklete általában 30 °C alatti, a tényleges fajlagos szaporodási sebesség μ_{\max}^* csakis a Nitrosomonas szaporodási sebessége alapján számítható a tervezésnél. Ez a (15) egyenletben látható. Hogy egy iszapkörös eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerben a nitrifikálók ki ne mosódjanak az iszaptól, nagyobb oxikus iszapkört kell tartani a tisztításnál, mint amilyen a nitrifikálók, tehát a Nitrosomonas tényleges fajlagos szaporodási sebességének a reciproka. Ez azt jelenti, hogy az aerob iszapkornak (SRT_{aer}) az így számítható értéknél nagyobboknak kell lenni.

Ahhoz, hogy a tisztított szennyvízben megfelelően kis ammónium koncentráció legyen elérhető, a lebontási sebességet leíró Monod-típusú kinetikának megfelelően valamennyi nitrifikációt befolyásoló paraméter hatását figyelembe kell venni az átlagos szaporodási sebesség vagy annak reciproka, az iszapkor számításához.

$$\mu_A = \mu_{\max,A} \left(\frac{S_{\text{NH}_4}}{k_{\text{NH}_4} + S_{\text{NH}_4}} \frac{S_{\text{O}_2}}{k_{\text{O}_2} + S_{\text{O}_2}} \frac{S_{\text{alk}}}{k_{\text{alk}} + S_{\text{alk}}} \right) - k_{D,A} \quad (17)$$

ahol:

- μ_A 1/d a Nitrosomonas aktuális fajlagos szaporodási sebessége,
- $\mu_{\max,A}$ 1/d a Nitrosomonas maximális fajlagos szaporodási sebessége, melyet $\mu_{\max,A} = 0,52 \cdot 1,10^{(T-15)}$ 1/d értéknek vehetünk,
- $k_{D,A}$ 1/d a Nitrosomonas elhalási sebessége, mely átlagosan $k_D = 0,05 \cdot 1,072^{(T-15)}$ 1/d értékű,

k_{NH_4}	mg/l	az ammónium féltelítési állandója, átlagos értéke 1,0 mg/l S_{NH_4} ,
k_{O_2}	mg/l	az oldott oxigén féltelítési állandója, tipikus értéke 0,5 mg/l DO,
k_{alk}	mmól/l	alkalinitás féltelítési értéke, tapasztalatok szerint 0,5 mmól/l (HCO_3^-),
S_{NH_4}	mg/l	ammónium-nitrogén koncentrációja,
S_{O_2}	mg/l	oldott oxigén koncentráció (DO),
S_{alk}	mmól/l	a rendszer alkalinitása (HCO_3^-).

A fenti értékek az eleveniszapos rendszerek modellezésére kifejlesztett modell, az ASM No.2 modell (Henze és társai, 1995) adatai. Ha valaki megfelelő nitrifikációt kíván elérni a tisztításnál, egyik kinetikát befolyásoló paraméter sem lehet a (17) egyenletben kisebb 0,8-nál (80 %-a a maximális szaporodási sebességnek az A komponensre tekintve), ami a következő egyedi komponens koncentrációk esetén lehet igaz:

$$\begin{aligned} S_{\text{NH}_4} &= 4 \text{ mg/l,} \\ S_{\text{O}_2} &= 2 \text{ mg/l (DO), és} \\ S_{\text{alk}} &= 2 \text{ mmól/l.} \end{aligned}$$

10 °C hőmérsékleten a fenti feltételek mellett a nitrifikálók fajlagos szaporodási sebessége $\mu_A = 0,13$ 1/d és ennek megfelelően a szükséges aerob iszapkor vagy levegőztetett iszapkor $SRT_{\text{aer}} > 1/0,13 = 7,7$ nap. Az oldott oxigén koncentrációjának és az alkalinitásnak a megfelelő értékei itt a gyakorlatban használt koncentrációkat vagy puffer-kapacitást jelentik. Az elfolyó tisztít víz ammónium koncentrációja ugyanakkor az egyenletek alapján 4 mg/l - nek adódik, ami meglehetősen nagy érték a gyakorlattal szemben. A lakossági szennyvizek tisztítóinál a gyakorlatban 8-10 napos oxikus iszapkornál (SRT_{aer}) 10 °C-os vízhőmérsékletnél is szinte teljes nitrifikáció érhető el. A tervezés során a gyakorlat céljára Kayser (1997) egy egyszerűbb tervezési útmutatót ajánlott, melynél:

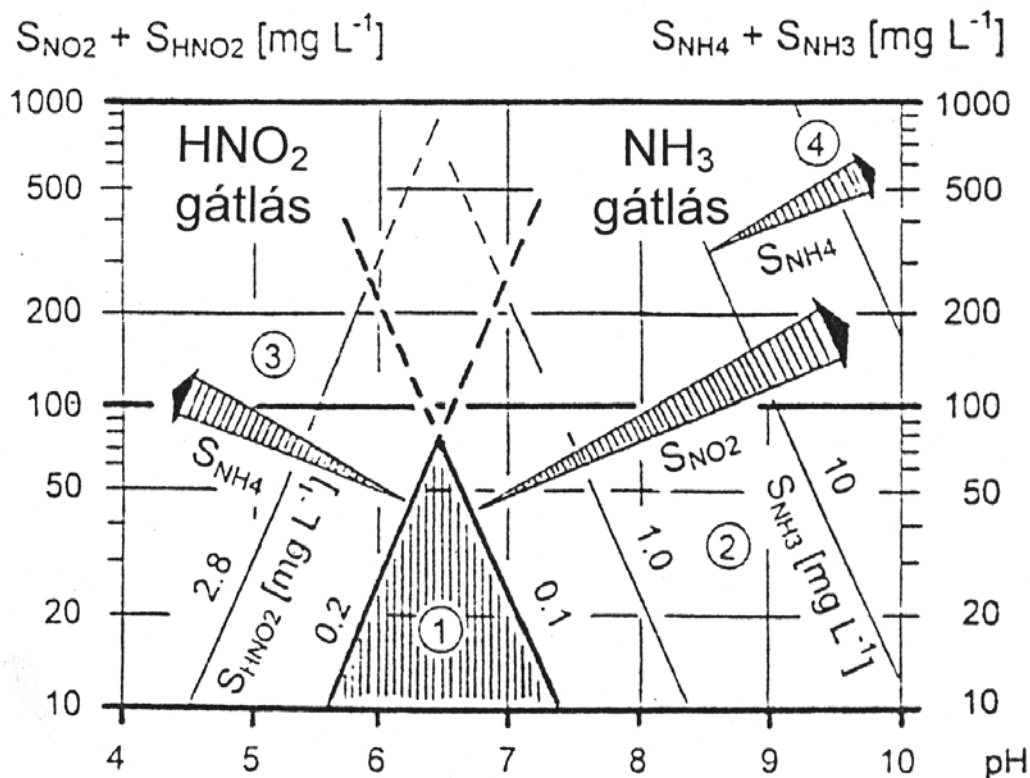
$$SRT_{\text{aer}} = SF_0 \cdot SF_1 \cdot SF_2 \cdot (1/0,47) \cdot 1 \cdot 10^{(T-15)} \quad (18)$$

Az első biztonsági tényező, amely a nitrifikálók szaporodási sebességénél a környezet behatásait hivatott figyelembe venni $SF_0 = 1,5$, míg a másik $SF_1 = SF_2$ ilyenkor 1,0 értéknek vehető. A három tényezőt pontosabban is figyelembe vehetjük. Ilyenkor az SF_1 a nitrifikálókra gyakorolt gátló hatás korrekciós tényezője, ami 1,25 értékkel vehető figyelembe. A második tényező SF_2 az ammónium terhelés fluktuációját veszi számításba. Az egyes szennyvíztisztítók üzemméretétől függően SF_2 átlagosan 1,3-1,6 között változik. A fentiek figyelembevételével 10 °C hőmérsékletre a korábbi javaslattal egyezően $SRT_{\text{aer}} = 8-10$ nap adódik.

A nitrifikáció érzékeny a rendszer kémhatására (pH). A Nitrosomonas mikroorganizmusok tevékenységét már kis salétromossav (HNO_2) koncentráció is gátolja. Anthonisen és társai javasolták, hogy az inhibíciót a nitrit felhalmozódásának megakadályozásával kerüljék el. Már 0,8-2,8 mg/l HNO_2 koncentráció esetén jelentkezik nitrit inhibíció. Más kutatók erre kisebb koncentrációkat, 0,02-0,1 mg/l HNO_2 értékeket is mértek. Esetükben azonban elképzelhető, hogy az ammónium nagy koncentrációja okozott inhibíciót (S_{NH_4}). A szabad ammónium (NH_3) ugyanakkor a Nitrobacter fajok tevékenységét fékezi erősen. Anthonisen és társai adatai szerint 0,1-1 mg/l szabad ammónium koncentrációtól, Nyhuis alapján 1,0-10 mg/l ammónium koncentrációtól kezdődően, ami nitrit felhalmozódáshoz vezet a folyadékfázisban. Nagyobb szabad ammónium koncentráció természetesen a Nitrosomonas fajok tevékenységét is zavarja (10-150 mg/l szabad ammónium (Anthonisen és társai, 1976), illetőleg 40-200 mg/l szabad ammónium (Nyhuis, 1985). Mivel a salétromossav és az

ammónium koncentrációja az adott folyadékfázisban a pH, valamint az oldatban lévő nitrit- és ammóniumion koncentráció függvénye.

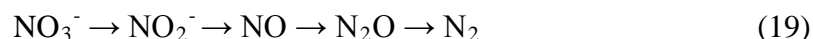
Anthonisen és társai (1976) olyan gráfot készítettek (10. ábra) amelynek segítségével az inhibíciós hatás jobban megítélhető. Az ábrán levő nyilak jelzik, hogy milyen koncentrációnál jelentkezhet különböző inhibíciós hatás a rendszerben. Nyilvánvaló, hogy kis ammónium és nitrit koncentrációk esetén (S_{NH_4} és S_{NO_2}) 6-7 közötti pH-nál, mint az a szennyvizekben általános, inhibíció nem jelentkezik (vonalkázott terület). Olyan esetben azonban, amikor nagy nitrogéntartalmú szennyvíz tisztítását kell végezni, mint pl. fehérjefeldolgozó üzemek szennyvizeinél, nitrit felhalmozódás jelentkezhet (S_{NO_2}), amely gyakori üzemzavarokat okozhat a tisztításnál.



10. ábra: A szabad ammónia és salétromossav gátló hatása a nitrifikációra

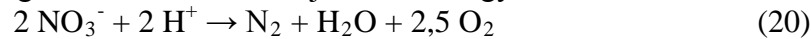
2. 2. 4. Denitrifikáció

Gyakorlati szempontból a denitrifikáció a heterotrófok egy fajta respirációja, amely az oldott oxigén helyett a nitrát oxigénjét használja fel elektron akceptorként. A nitrát számos redukciós lépcsőn keresztül végül is nitrogéngázzá (N_2) alakul:



Mivel a nitrogén-oxid (N_2O) üvegházhatást okozó gáz, korábban a denitrifikáció ilyen értelmű hatása ellenében is kifogások támadtak. Később a vizsgálatok azonban bizonyították, hogy a dinitrogén-oxid hozzájárulása ebből a forrásból a németországi üvegház-hatást keltő N_2O termelésnek csak mindössze 2 %-a (Wicht és Beier, 1995; Wicht, 1995).

A nitrát molekuláris oxigénné történő redukciója az alábbi egyszerűsített formában írható fel:



Ha az egyenlet bal oldali részéhez az acetátot feltételezzük tápanyagként, a (20) egyenlet a következő alakba írható át:



Mindkét egyenlet azt mutatja, hogy 1 mól nitrát denitrifikációja során 1 mól alkalinitás nyerhető vissza, valamint 1,25 mól oxigén szabadul fel a heterotrófok respirációjára. Mivel a (21) egyenletben a baktériumok szintézise nincs figyelembe véve, a tápanyagfelvétel a mikrobiális átalakítás során természetesen az egyenlettel megadottnál nagyobb. Tervezési célra mintegy 2,9 mg oxigén újrahasznosítás számítható 1 mg nitrát-nitrogén (S_{NO_3}) hasznosításakor. Ha a denitrifikáció nem nitrátból, hanem nitritből történik, ugyanez a fajlagos érték 1,7 mg oxigén/mg nitrit-nitrogén denitrifikáció (S_{NO_2}).

A tisztítás során denitrifikálandó nitrogén mennyisége a következő összefüggéssel számolható:

$$S_{\text{NO}_3, \text{D}} = S_{\text{TKN}, 0} + S_{\text{NO}_3, 0} - S_{\text{TKN}, \text{e}} - S_{\text{NO}_3, \text{e}} - X_{\text{TKN}, \text{exe}} \quad (22)$$

Kommunális szennyvizek tisztítása esetén a nem oxidált nitrogén mennyisége az elfolyó vízben mintegy 2 mg/l értékre feltételezhető, mellette 1 mg/l szerves nitrogén is távozik az elfolyó vízzel. Ennek megfelelően a tisztított szennyvíz összes redukált nitrogén tartalma ($S_{\text{TKN}, \text{e}}$) 3 mg/l. Az elfolyó szennyvíz nitrát koncentrációját úgy kell tervezni, hogy az biztonsági okokból a határérték 2/3 része legyen. A keletkező szennyvíziszap nitrogéntartalma ugyanakkor a nyers szennyvíz KOI-jének a biomasszával történő eltávolításakor a keletkező iszap adott hányadának tekinthető. Az utóbbi $X_{\text{TKN}, \text{exe}} = 0,02 \cdot C_{\text{KOI}, 0}$ értéként vehető figyelembe.

A denitrifikációhoz szükséges reaktortérfogat számítása többféleképpen is történhet:

- a denitrifikációs sebesség empirikus értékeinek figyelembevételével,
- a heterotrófok szaporodási kinetikájának figyelembevételével,
- a heterotrófok oxigén-felvételi sebességét, valamint annak a befolyásoló tényezőit kísérleti tapasztalatokból figyelembevételével.

Az empirikus denitrifikációs sebességekre megfelelő adatok találhatóak az EPA 1975-ös kézikönyvében. A heterotrófok kinetikai paraméterei alapján történő számításra vonatkozóan Stensel és Barnard (1992) javaslatát célszerű követni.

Mivel a nitrátból vagy az oldott oxigénből történő oxigénfelvétel hajtóereje igen hasonló, Gujer és Kayser (1998) vizsgálatai alapján az elődenitrifikáló rendszerben a nitrát-felvétel a következő egyenlettel számítható:

$$S_{\text{NO}_3, \text{D}} = \frac{0,9(1-Y)S_{\text{read}}}{2,9} + \frac{V_D}{V} \frac{0,6[OU_C - (1-Y)S_{\text{read}}]}{2,9} \quad (23)$$

A (23) egyenlet első tagja, amely a könnyen bontható szerves anyagok (S_{read}) hasznosítását veszi figyelembe, csaknem azonnali nitrát hasznosítást jelent (0,9-es hasznosítási tényező). Ez

azt jelenti, hogy ez a denitrifikáció gyakorlatilag független az anoxikus reaktor térfogatától. A maradék, lassan bontható KOI frakcióval ugyanakkor a denitrifikáció sebessége sokkal kisebb (0,6-os hasznosítási tényező), ezért ilyenkor az anoxikus térfogat igényt az egyenletnek ez a tagja határozza meg (V_D/V).

Az egyidejű, vagy szimultán denitrifikációs eljárások esetén azonban a könnyen bontható szerves anyagok hányadát, amely tulajdonképpen a levegőztetett ciklusban gyakorlatilag felhasználásra kerül, nem lehet a denitrifikációra figyelembe venni:

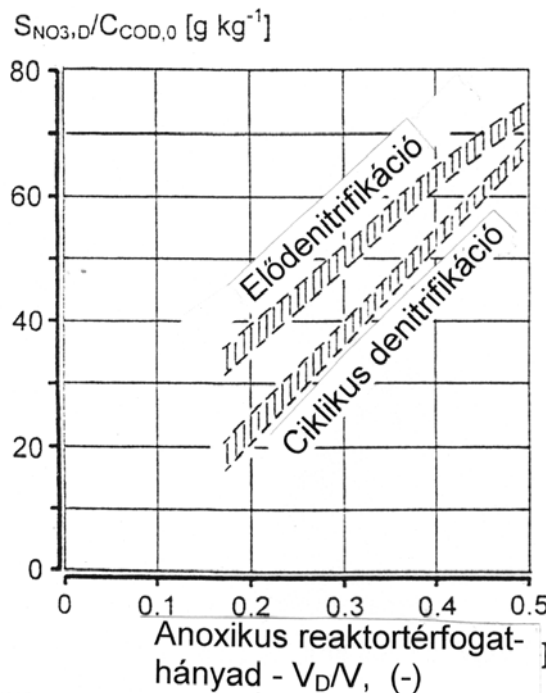
$$S_{NO_3,D} = \frac{0,9(1-Y)S_{read} + 0,6[OU_C - (1-Y)S_{read}]}{2,9} \quad (24)$$

Ennek az egyenletnek a használatakor a könnyen bontható KOI frakciót (S_{read}) a Kappeler-Gujer-féle (1992) javaslat szerint lehet figyelembe venni. Kommunális szennyvizek esetére a könnyen bontható KOI hányad ($S_{read}/S_{KOI,0}$) csupán 0,05-0,2 -szöröse (5-20 %-a) a szennyvíztisztítóba érkező összes KOI tartalomnak.

Az összes reaktortérfogatban szükséges iszapkor (SRT) az oxigénigény számításához a (23) és (24) egyenletek alapján számítható a következő összefüggéssel:

$$SRT = \frac{1}{1 - \frac{V_D}{V}} SRT_{aer} \quad (25)$$

Tervezés céljából a denitrifikációs reaktortérfogat-hányad meghatározására 10-12 °C közötti szennyvízhőmérsékletre történő tervezésnél a 11. ábra használható.



11. ábra: A denitrifikáló medencetérfogat-hányad megválasztása a rendszerkialakítás és a tisztítandó szennyvíz KOI-je függvényében.

A denitrifikációt befolyásoló tényezők között a denitrifikációs térfogat hányada (V_D/V), a tisztítás relatív iszapterhelése, vagy oxigén-felhasználása (OU_C), valamint a nyers szennyvíz KOI/TKN aránya emelhetők ki. Mivel az anoxikus reaktortérfogat (V_D) az iszapkor

növelésével és ezzel az egész rendszerre számítható fajlagos térfogati oxigén hasznosítás csökkenésével jár, nem gazdaságos adott határon túl ezzel javítani a denitrifikációt. Pontosabban a tervezésnél nem célszerű $V_D/V = 0,5$ anoxikus térfogathányad fölé menni. Külső karbon forrás, mint pl. metanol vagy acetát anoxikus térbe történő adagolása ilyen esetekben javíthatja a denitrifikáció mértékét. Más megoldás lehet a többlet szerves anyag biztosítására az előülepítésnél keletkező iszap részleges fermentációja, hidrolízise, majd az így keletkező, közvetlenül felvehető szerves tápanyag visszajuttatása a megfelelő reaktortérbe (Barnard, 1992).

A kísérletek alapján a hagyományos denitrifikációnál 4-6 kg KOI kell 1 kg nitrát-nitrogén denitrifikációjához. Azokban az esetekben azonban, amikor a denitrifikációhoz csak külső szerves tápanyag áll rendelkezésre, a denitrifikáló reaktor méretét célszerű kísérleti mérések alapján tervezni. Mintegy közelítő becslésként elfogadhatjuk, hogy metanol vagy acetát esetében a denitrifikációs sebesség 15-20 °C közötti hőmérsékletnél 0,1-0,2 mg nitrát-nitrogén/mg biomassza szerves anyag · d érték. Mivel a metanol esetében csak speciális baktériumok képesek annak hasznosítására, pontosabban azok megfelelő elszaporodása, kifejlődése szükséges a rendszerben, a metanol adagolását szakaszos jelleggel semmiképpen nem javasolhatjuk terhelési csúcs időszakban.

Az oldott oxigén jelenléte gátolja a denitrifikációs folyamatot, mivel az a könnyen bontható szerves tápanyagot nagyobb sebességgel távolítja el a baktériumok segítségével, mint a nitrát. Ha az elődenitrifikáló megoldás esetén a belső recirkuláció pl. négyszeres, és a levegőztető medencéből ez 3 mg/l oldott oxigén koncentrációval történik, $(4 \cdot 3/2,9)$ mintegy 4 mg/l nitrát-nitrogén denitrifikációját akadályozza meg az oxigén. Más részről lehetséges, hogy olyan levegőztető medencében, melyet kellően kis oldott oxigén koncentrációval üzemeltetnek, nitrát denitrifikáció jöhessen létre az iszappelyhek belső terében.

2.2.5 Környezeti tényezők vagy feltételek

2.2.5.1 Oldott oxigén

Az oldott oxigén koncentrációja (DO), a pH és a toxikus anyagok jelenléte lehet elsősorban jelentős hatással a biológiai tisztításra, ugyanis a mikroorganizmusok inhibícióját okozhatják. Megfelelően tervezett levegőztetésű üzemekben a folyamatok meghibásodása előfordulhat az oldott oxigén koncentrációjának a rossz szabályozása miatt is. A nitrifikálók ugyanakkor sokkal érzékenyebbek az oxigén hiányára, mint a szerves szén eltávolítását végző heterotróf mikroorganizmusok. Ez azzal is magyarázható, hogy a szerves karbon oxidálók kis oldott oxigén koncentráció mellett is hatékony tápanyag eltávolításra képesek, sőt jelentős adszorpciós hatással is hozzájárulnak ehhez a szerves anyag eltávolításhoz, míg az ammónium oxidációt végző nitrifikálók nem képesek ilyen tápanyag adszorpcióra, és kisebb oldott oxigén koncentráció mellett az oxidáció esetükben nagyon lelassul (lásd (17) egyenlet).

2.2.5.2 Alkalinitás vagy pH

A kommunális szennyvizek esetében a szennyvíztisztítóban kialakuló pH csak kis mértékben függ a tisztítóba érkező szennyvíz minőségétől. Előfordulhatnak olyan esetek, amikor azonban a szennyvízbe szerves savakat is bebocsátanak. A pH-t a szennyvíztisztítóban az érkező szennyvíz pufferkapacitása azonban jelentősen behatárolja. Ha egy szennyvíz pufferkapacitása kimerül, abban a nitrifikáció során keletkező sav gyors elsavasodást okozhat, ami azután magát a nitrifikációt is lelassítja. Az adott rendszerben kialakuló puffer alkalinitás,

vagy maradék alkalinitás a szennyvíztisztító terhelésének és az érkező szennyvíz pufferkapacitásának figyelembevételével a következőképpen számolható:

$$S_{\text{alk,e}} = S_{\text{alk,0}} - 0,07 \cdot (S_{\text{NH}_4,0} - S_{\text{NH}_4,e} - S_{\text{NO}_3,e}) - 0,06 \cdot S_{\text{Fe}^{3+}} - 0,04 \cdot S_{\text{Fe}^{2+}} - 0,11 \cdot S_{\text{Al}^{3+}} + 0,03 \cdot (S_{\text{P},0} - S_{\text{P},e}) \quad (26)$$

Az alkalinitást mmól/l egységben, a nitrogén- és foszforkoncentrációk mg/l egységben, a foszfát eltávolítása tekintetében szóba jöhető kicsapószeres (vas és alumínium) mg/l koncentrációban vehetők figyelembe a számításnál. Ha a többletfoszfor kicsapására elhasznált kicsapószeres szabad savat, vagy lúgot tartalmaznak, akkor annak a mennyiségét is az egyenletről függetlenül figyelembe kell venni.

A szennyvíztisztítóknál kialakuló pH a fentiek szerint tervezve a kommunális szennyvizek tisztítását általában abban a tartományban marad, amelyik nem zavarja a nitrifikáció hatásfokát. Nagyon lágú, kis alkalinitású vizek esetében fordulhatnak csak elő komolyabb pH okozta problémák a szennyvíztisztításnál.

2.2.5.3. Toxikus anyagok

A toxikus anyagok között is meg kell különböztetni a biológiailag bontható és bonthatatlan toxikus anyagokat. A nem bontható toxikus anyagokat célszerű, illetőleg mindenképpen javasolható a keletkezése helyén alkalmas előtisztítással elkülöníteni, visszatartani a szennyvízből.

A biológiailag bontható toxikus anyagok közé tartoznak a fenolok, cianidok és hasonlóak, melyek gyakorlatilag teljesen eltávolíthatók a szennyvízből, a következő esetekben:

- (1) azok folyamatosan érkeznek, és jelen vannak a szennyvízben, így a mikroorganizmusok folyamatosan termelhetik azokat az enzimeiket, melyek lebontásukhoz szükségesek,
- (2) ezek koncentrációja a tisztító kevert iszapos vízében elegendően kicsi, hogy toxikus hatása ne túlzottan érvényesüljön (lökésszerű terheléseiket ezért valamiképpen ki kell küszöbölni, ki kell védeni).

Az utóbbira a szennyvíz fogadásánál kiegyenlítő műtárgyak kiépítése jöhet szóba, melyek a lökésszerűen érkező terheléseket átlapolhatják, folyamatossá téve a toxikus komponensek bevezetését, terhelését a biológiára. Ilyen esetekben a biológiai reaktort is célszerű teljes térfogatában átkeverni, hogy jelentős, vagy káros toxikus anyag koncentrációk ne alakulhassanak ki abban. Az érkező, vagy befolyó szennyvíz folyamatos kémiai analitikai vizsgálata, esetleges biológiai monitoringja is szóba jöhet megelőző jelleggel az anomáliák érzékelésére. Előfordulhat, hogy toxikus szennyezőanyag hullámok esetén az érkező szennyvizet teljesen ki kell zárni a szennyvíztisztítóból, amíg a káros hatása a tisztítóban el nem múlik, meg nem szűnik.

Ha egy szennyvíztisztítóban a szerves anyag eltávolítását nem gátolja valamelyik toxikus komponens, a denitrifikációban sem szokott gátló hatás érvényesülni. Mivel azonban a biológiailag bontható toxikus szerves anyagok nem hasznosíthatók olyan sebességgel a denitrifikáció céljára, mint a jobban felvehető nem toxikus szerves anyagok, bizonyos toxikus anyag akkumuláció jelentkezhet a denitrifikációs medencékben speciális esetekben, ami olyankor a denitrifikációt is meggátolhatja.

Ezzel szemben a nitrifikálók a heterotrófoknál sokkal érzékenyebbek a toxikus behatásokra. Ha egy ipari szennyvíztisztítóban megfelelő nitrifikáció tapasztalható, biztos állítható, hogy a tisztított szennyvízben kicsi a toxikus anyagok jelenlétének a valószínűsége.

2.2.6. Az eleveniszap ülepedési sajátosságai

A szennyvíztisztításnál az eleveniszap elválasztása a tisztított szennyvíztől az utóülepítőben történik. A jó iszapülepedés ezért alapvető feltétele a folyamatos üzemeltetésnek. A ülepedés hatékonysága két jellemző alapján ítélt meg. Az egyik a medence fenekéről eltávolításra kerülő iszap koncentrációja, másik az elfolyó víz lebegőanyag tartalma. Mégsem ezek az ülepítés tervezésénél figyelembe vett jellemzők.

Hagyományos az utóülepítőbe érkező iszapos víz lebegőanyag tartalmának a tervezése (MLSS), valamint a fél óra ülepítés után mérhető iszaptérfogat (SV_{30}) tervezése. Mivel az ülepítésnél az utóbbi mérésénél a menzúra falának a hatása is zavaró, illetőleg a pelyhek ülepedésénél sztérikus gátlás lép fel, az iszap ülepedését megfelelő átmérőjű ülepítő hengerben kell végezni. Ilyenkor is gondot vagy pontatlanságot jelent azonban, ha nagyobb a 30 perc utáni ülepedési térfogat mint 300-400 ml/l. Ilyen esetekben vagy az oldott, vagy hígított ülepedést kell mérni (DSV_{30}), vagy javasolható az ún. keveréssel, vagy keverés mellett mérhető iszapülepedés (SSV_{30}) mérése. Az utóbbi esetén is hígítani kell azonban az iszapmintát, ha az iszapindex, vagy ülepedési térfogat túlzottan nagy adódik.

Feltételezve a hígításokat, minden esetben korrekcióval kell azután a hígítást figyelembe véve meghatározni az iszapülepedés (SV) értékét. Meg kell jegyezni, hogy rosszul ülepedő iszapok esetében a DSV_{30} nagyobb is lehet 1000 ml/l értéknél.

A hígítási módszer használata elsősorban Németországban terjedt el. Más országokban a keverési módszert gyakrabban alkalmazzák. Annál mintegy 2 mm átmérőjű keverőpálcát mozgatnak, forgatnak a hengerben 1-2 fordulat/perc sebességgel.

Az iszapkoncentráció és iszapülepedés alapján számolható ki az ún. iszapindex (SVI -ml/g) (Mohlmann, 1934):

$$SVI = SV_{30} / MLSS \quad (27)$$

Ha DSV_{30} vagy az SSV_{30} értékeit használják a (33) egyenlet alapján számított SVI értékekhez, a kapott értékeket $DSVI$ vagy $SSVI$ értéként kell megadni.

Az iszaptérfogat-index egy általánosan jellemző paraméter az iszapok ülepedésének, sűrűsödésének megítélésére. Ha az iszapindex 100 ml/g alatti, az utóülepítőben jól ülepedik az iszap. Ha az iszapindex 150 ml/g-nál nagyobb, duzzadó iszap termelődik a tisztítóban. Az iszapduzzadás általában a fonális mikroorganizmusok elszaporodásának eredménye. Gyakran megfigyelhető az, kis szerves anyag terhelésű szennyvíztisztítók esetében, például a hatásos nitrogén eltávolítással működő telepeken, ha azok terhelése döntően könnyen felvehető, vagy hasznosítható biológiai szerves tápanyagból áll. Az iszapduzzadás azonban nemcsak az iszap terhelésétől függ, abban komoly hatása lehet a reaktor keverési, keveredési viszonyainak is. Kis terhelésű, tökéletesen kevert levegőztető medencékben az iszapduzzadás lényegesen gyakoribb jelenség, mint a csőreaktorként vagy kaszkádként kialakított medencesoron.

A gyakorlat szempontjából az iszapduzzadás megakadályozása nagyon fontos kérdés, ezért ennek biztosítására célszerű a reaktorrendszert kaszkádként vagy csőreaktorként kialakítani, hogy kellő mértékű koncentrációgradiens alakulhasson ki a folyadék áramlási irányában. Ez biztosíthatja, hogy a bevezető szakaszon jó tápanyagellátottság mellett a flokkulációt elősegítő mikroorganizmusok, a végső terekben pedig a jó iszapszűrést biztosító fonalasok is kellő mennyiségben vagy részarányban elszaporodhassanak. Az ilyen medencekialakítással azonban nem minden fonalasodást okozó szervezet elszaporodása kerülhető el. A *Microthrix parvicella* sajnálatosan ettől függetlenül is iszapduzzadást okozhat. Az iszapduzzadás okairól, ellenőrzésének lehetőségéről vagy a habzás visszaszorításáról részletesebb információk Jenkins és társai (1993), valamint Wanner (1989) munkájában található.

2.3. Az üzem technológiai kialakítása

2.3.1. Az eleveniszapos medencék keverésének és levegőztetésének a kialakítása

A denitrifikáció céljára szolgáló, keverővel ellátott medencék négyzet, nyújtott téglalap vagy kör keresztmetszetűek is lehetnek, melyeknek a közepében helyezhetők el a megfelelő méretű, teljesítményű keverők (12. ábra). A téglalap alakú medencék, mint az ábrán is látható, négyzet alakú medencék sorozataként is kialakíthatók. A zárt köráramlást biztosító medencéknél vagy medencerendszereknél megfelelő zárt köráramlás biztosítható vízszintes tengelyű keverőkkel, valamint függőleges tengelyű levegőztetőkkel is.



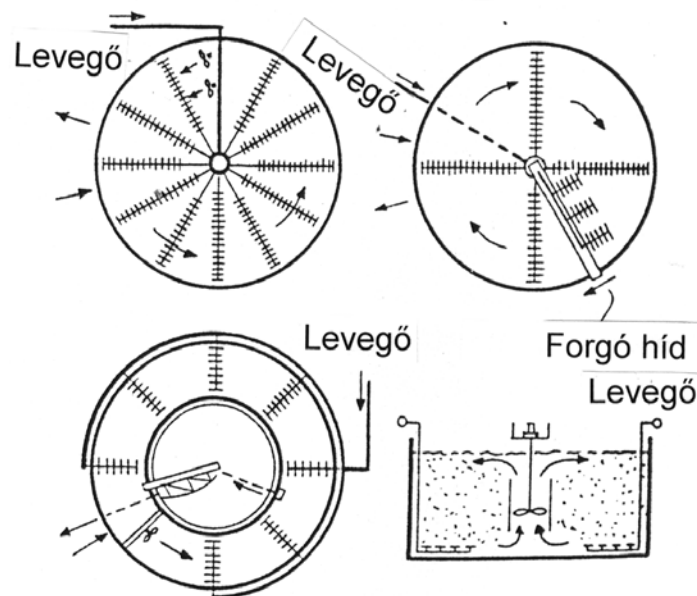
12. ábra: A denitrifikáló medencék keverésének lehetséges kialakításai.

A finom buborékos levegőztetők bármelyik keverés típus esetén beépíthetők. A vízszintes tengelyű, felületi levegőztetéssel ellátott egységeket általában négyszög vagy téglalap alaprajzzal építik ki, mint az a 13. ábrán is látható.



13. ábra: Levegőztető medencék függőleges tengelyű felületi levegőztetővel.

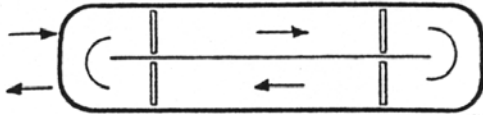
A ciklikus levegőztetés elsősorban a köráramlást biztosító medencerendszerek esetében javasolható. Az ilyen egységeknél természetesen mind a levegőztetést, mind a keverést más-más berendezések is biztosíthatják. A keverést meg lehet oldani a medencére keresztben felfüggesztett, vízszintes tengelyű forgó keverőkkel is, de lehetséges, hogy a hídra vagy a híd alá a medence fenekére egyidejűleg levegőztető elemeket is helyezzenek, mint azt a 14. ábra mutatja.



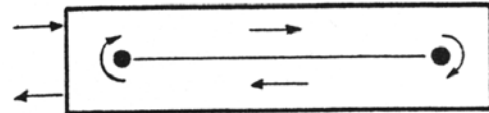
14. ábra: Tipikus medencekialakítás ciklikus levegőztetés esetén

Mivel a ciklikus levegőztetés esetén a levegőbevitelt időszakosan meg kell szüntetni, az ilyen rendszereknél célszerű az elzáródást vagy eltömődést gyakorlatilag meggátoló levegőztető rendszerek, mint például a membrándiffúzorok alkalmazása. A szimultán nitrifikáció és denitrifikáció a gyakorlatban általában a köráramlást biztosító, zárt medencerendszerek esetében kerül kialakításra (15. ábra), ahol vízszintes tengelyű felületi rotorok, ún. mamutrotorok biztosítják a levegőbevitelt és egyidejűleg a keverést, folyadékmozgatást is.

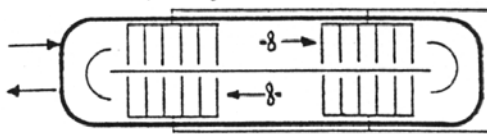
Vízszintes tengelyű levegőztetők
(Mamut-rotorok)



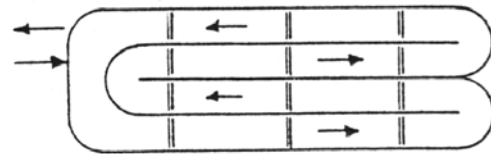
Függőleges tengelyű
levegőztetők (carousel)



Finombuborékos levegőztetés
vízszintes, folyadékmozgatás



Kettős hurokkal kialakított
zárt folyadékáramoltás



15. ábra. Tipikus medencekialakítás szimultán denitrifikáció és nitrifikáció esetén.

Szimultán denitrifikáció kialakítható hasonló medencerendszerekben függőleges tengelyű keverőkkel is, mint például a Carroussel-rendszereknél, ahol azok elsősorban a keverést biztosítják. Szimultán denitrifikációt finombuborékos levegőztetéssel is biztosíthatnak az ilyen zárt áramlási rendszerek, amikor is a levegőztető elemeket célszerűen csak a medence fenekének egy részére vagy az áramlási irányban csak egyes medencerészekbe kell kiépíteni.

2.3.2. A szerves szennyezőanyagok (szerves-szén) eltávolítása

Az iparilag fejlett államokban a szerves szén és nitrogén eltávolítása napjainkban egyaránt fontos. A fejlődő országokban, valamint ipari szennyvizek előtisztítására azonban a szerves szennyező anyagok eltávolítása számos esetben elégséges lehet.

Közelítő tervezési értéként ilyen esetben négy napos iszapkor ($SRT = 4$ d) választható, hogy megfelelő szervesanyag (BOI_5) eltávolítást legyen elérhető, s az elfolyó vízben csak 10-30 mg/l BOI_5 maradjon. Ilyen esetben mintegy 0,4 kg lebegőanyag (SS), vagy iszaptermelés számolható 1 kg bemenő KOI-ben kifejezett szerves anyag terhelésre. Ekkor a tápanyag / mikroorganizmus arány (F/M_{KOI}) mintegy 0.6 kg KOI / (kg MLSS)*d értéknek adódik. Ipari szennyvizek esetében a várhatóan gyengébb lebontás miatt ennél nagyobb iszapkor is választható. A levegőztetett folyadék lebegőanyag koncentrációja ilyen tisztításnál 3-4- kg/m^3 körüli érték lehet (MLSS).

A tervezésnél azonban fel kell tételezni a következőket:

- az iszap jól fog ülepedni,
- megfelelően jó oxigénellátás és oxigénátadás biztosítható a levegőztetésnél,
- robusztus levegőztető rendszerek kerülnek kiépítésre, különösen a fejlődő országok tisztítóinál és az ipari szennyvizek tisztítóinál.

A keletkező iszap ülepedése természetes a levegőztető medence megfelelő kialakításával, cső, vagy kaszkád jellegű kiépítésével és/vagy a medencesor elején szelektor kialakításával javítható.

Két iszapkörös eleveniszapos rendszereket is kiépíthetnek olyan szennyvizek tisztítására, melyeknek a koncentrációja rendkívül nagy, illetőleg sok biológiailag könnyen bontható, valamint egyidejűleg nehezen bontható szennyezőanyagot is tartalmaz. Németországban számos ilyen tisztító esetében, amely nagy mennyiségű és jól bontható szervesanyagot kap a folyadékterheléssel, az első tisztítási lépcsőként műanyag töltetes csepegtetőtestekkel biztosították a kétlépcsős megoldást. Valójában nem két iszapkörről van ilyenkor szó, mégis két különböző terhelésű lépcsővel állunk szemben, hiszen a legtöbb esetben a csepegtetőtest után a lebegőanyag eltávolítására nem is került kiépítésre utóülepítő vagy közbülső ülepítő medence.

Bár a levegőztetés hatékonysága (melyet kg O₂/kWh fajlagos áramhasznosításban szoktak kifejezni) a felületi levegőztetők esetében valamivel rosszabb, mint a finombuborékos levegőztetőknél, a felületi levegőztetés számos esetben mégis javasolható. Először is nem jelentkeznek ennél problémák a diffúzorok eltömődésével, másrészt a felületi levegőztetők oxigén-átviteli tényezője nem függ olyan mértékben az iszapkoncentrációtól, mint amennyiben a finombuborékos levegőztetőké függ. A függőleges tengelyű felületi levegőztetők problémája a csapágyazás és a meghajtó-mű. Ha megfelelően terveznek egy ilyen levegőztetést, a karbantartás tulajdonképpen csak a hajtómű kenésére, a hajtómű olajellátásának az ellenőrzésére korlátozódik.

2.3.3. Nitrogén-eltávolító eljárások

2.3.3.1. Folyamatkialakítás

Az olyan egylépcsős eleveniszapos megoldásoknál, melyeknél szerves anyag eltávolításán túl nitrogéneltávolítást (nitrifikációt és denitrifikációt) is biztosítani kell, minden esetben olyan folyadék-visszaforgatás szükséges, amellyel az ammóniát a belépő ponton a kilépő ponti nitrát koncentrációjának megfelelő értékre kell hígítani. Ez a tisztításra kerülő szennyvízben szükségszerűen a szerves anyag hasonló hígítását is eredményezi. Ezen túl a rendszer kialakításától, konfigurációjától függ, hogy nem alakulhatnak-e ki a levegőztető denitrifikáló rendszerben olyan terek, amelyek kedvezőek lehetnek a fonalas baktériumok növekedése szempontjából. Az ilyen megoldásoknál sok esetben anaerob medence képezi a medencesor, vagy rendszer első lépcsőjét a biológiai többletfoszfor eltávolítás érdekében. Az egyben a fonalások visszaszorítását is elősegíti. Olyan káros fonalas mikroorganizmus típusra, mint a *Microthrix parvicella* az ilyen szelekciós megoldás sajnos nincs hatással.

A nitrogén eltávolító rendszerek technológiai kialakításait három fő csoportba sorolhatjuk:

- Megfelelő terekre osztott tankok vagy tankreaktorok, melyekben a nitrifikáció és denitrifikáció elkülönítve játszódhat le. Ilyenek az elődenitrifikáció, a több ponton történő szennyvízbevezetéssel működő denitrifikáció, vagy az utódenitrifikáció.
- Tökéletesen kevert vagy zárt áramlási körű eleveniszapos medencék, melyekben a nitrifikáció és denitrifikációt időszakosan, ciklikusan vagy egyéb elven történik. Ilyenek a szakaszos nitrifikációt / denitrifikációt biztosító berendezések, alternáló nitrifikációt / denitrifikációt biztosító megoldások (bio-denitro eljárás), a szakaszos vagy

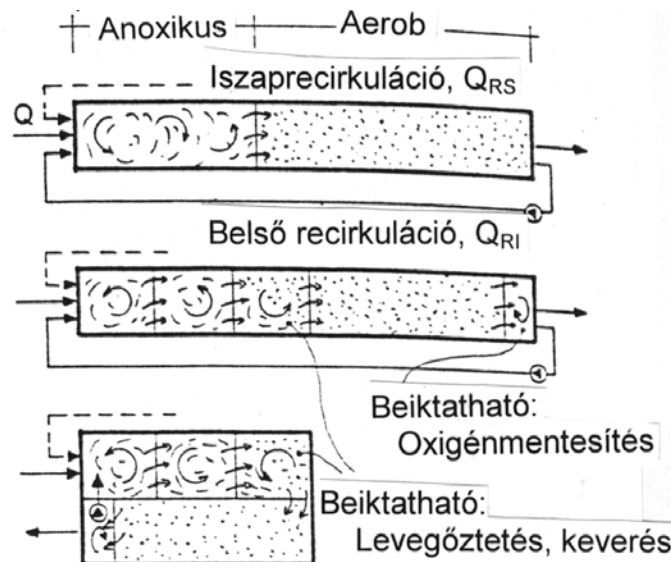
ciklikus nitrifikációt és denitrifikációt biztosító szakaszos szennyvízbetáplálással üzemelő megoldás (SBR), valamint a JARV-eljárás is.

- A zárt áramlási körrel rendelkező tisztítók esetében a nitrifikáció és denitrifikáció szimultán is megoldható. Ez gyakorlatilag egyidejűleg, esetleg térben kissé eltérő, ciklikus intenzitással a medencében történő folyadék-áram mentén. Ilyen a szimultán denitrifikáció a levegőztetés térben történő szakaszolásával körmedencében, vagy zárt áramlással kialakított oxidációs- árok jellegű medencékben.

A nitrifikációt biztosító tisztítóknál denitrifikáció nélkül a szennyvíz lényegesen nagyobb lesavanyodása várható. Különösen igaz ez a tökéletesen kevert (kevert tankreaktorként kialakított) medencéknél. Ezeknél egyébként az utóülepítőbe átjutó nitrát abban olyan mértékű denitrifikációt okozhat, hogy a keletkező nitrogén az iszapot az ülepítő felszínére is úsztathatja. Azért, hogy ennek a lehetőségét kiküszöböljék, akkor is célszerű megfelelő denitrifikációs terekről, lehetőségről gondoskodni a nitrifikációt végző tisztításnál, ha a befogadó határértékei a denitrifikációt nem is tennék szükségessé.

2.3.3.2. Elődenitrifikáció

Az elődenitrifikáló rendszereknél az eleveniszapos medence térfogata két jól elkülöníthető részre van osztva. Az első az ún. anoxikus tér, majd azt követi a levegőztetett medencerész. Mivel a szerves szén biológiai eltávolítása elsőrendű kinetika szerint történik, az anoxikus teret célszerű kettő, vagy több kaszkádból kialakítani (16. ábra). Továbbá az utóbbit vagy akár mindkét anoxikus teret akár levegőztetéssel is el lehet látni. Az anoxikus térbe történő időszakos levegőbevitel lehetősége nagyon rugalmas üzemeltetést tesz lehetővé. A hidegebb téli időszakban azzal a nitrifikációs kapacitás számottevően növelhető, míg nyáron maximális denitrifikáció érhető el.



16. ábra: Elődenitrifikáció kiépítési lehetőségei az eleveniszapos szennyvíztisztításnál.

A levegőztető medencének bármiféle konfigurációja vagy kialakítása, elrendezése elképzelhető, mint azt már a 2.3.1. fejezet is jelezte. Mivel igen sok esetben nehéz a visszavezetésre kerülő levegőztetett folyadék oldott oxigén koncentrációját a medencesor kilépő pontján kellően kis értéken tartani, esetenként a folyadék elvétele egy utolsó, nem

levegőztetett medencerészből is történhet. Ilyenkor abból kevesebb oxigén kerül vissza az anoxikus medencerészbe, a nitrát viszont a belső recirkuláció arányában visszakerül oda és redukálódhat. Ha a medencesort U-alakban építik ki, az oxikus térből az anoxikus térbe a megfelelő folyadékáramot visszavezető szivattyúval gyakorlatilag folyadékszint különbség nélkül lehet átnyomatni a recirkulációs áramot az elválasztó falon, ami jelentős energiamegtakarítás. Ha az elválasztófalnál a folyadékátvezető nyílás teteje mintegy 10-30 cm-rel van csak a folyadékfelszín alatt, a nyomásvesztés a folyadékáramoltatásnál csak néhány centiméter.

Kommunális szennyvizek tisztítása esetében a belső recirkulációt (Q_{RI}) általában 3-5 Q körüli értékre kell állítani. A recirkuláció mértéke természetesen a szennyvíz koncentrációjától, s a befogadó előírásaitól, nitrát határértékétől is függ. Ha azonban a nyomásvesztés a szivattyúnál, mint például a fenti esetben, nagyon kicsi, igen nehéz jól méretezni a recirkulációs szivattyút vagy keverőt az elválasztófal nyílásába. Az ilyen keverőket vagy szivattyúkat éppen ezért fordulatszám szabályozással célszerű ellátni. Az összes recirkulációs áram (Q_R) ilyenkor a következő:

$$Q_R = Q_{RS} = Q_{RI} \quad (28)$$

Ha az anoxikus zónában nem történik nitrifikáció, illetőleg az aerob zónában nem játszódik le denitrifikáció, továbbá feltételezzük, hogy az anoxikus térből az oxikus térbe átlépő folyadékáramban sincs nitrát, a megfelelő anyagmérleg a rendszerre egyszerűen felírható. Az ammónia mennyisége, amely az anoxikus térből a nitrifikációra a levegőztetett térbe átkerül, a következőképpen számítható:

$$Q \cdot S_{NH_4,N} = Q \cdot (S_{TKN,0} - S_{TKN,e}) - Q_{exe} \cdot X_{N,exe} \quad (29)$$

Ez az ammónia mennyiség azonban az anoxikus zónában a Q_R recirkuláltatott folyadékáram révén felhígul, melyről ugyanakkor feltételezzük, hogy ammóniát már nem tartalmaz. Az ammónia koncentrációja, illetőleg mennyisége, amely a levegőztetett térben oxidálandó, a következők alapján számítható:

$$Q \cdot S_{NH_4,N} = (Q + Q_R) \cdot S_{NO_3,e} \quad (30)$$

Átrendezve:

$$\frac{S_{NO_3,e}}{S_{NH_4,N}} = \frac{1}{1 + \frac{Q_R}{Q}} \quad (30)$$

Amiből:

$$\eta_N = \frac{S_{NH_4,N} - S_{NO_3,e}}{S_{NH_4,N}} = 1 - \frac{1}{1 + \frac{Q_R}{Q}} \quad (31)$$

Továbbá:

$$S_{NH_4,N} = S_{NO_3,e} + S_{NO_3,D} \quad (32)$$

Ahol:

Q_{exe}	m^3/d	fölösiszap folyadékárama
S_{TKN}	mg/l	a nem oxidált nitrogén koncentrációja
$S_{NH_4,N}$	mg/l	az ammónium nitrogénben kifejezett koncentrációja
$S_{NO_3,N}$	mg/l	a nitrát-nitrogén koncentráció
$X_{N,exe}$	mg/l	a fölösiszap nitrogén koncentrációja
η_N	-	denitrifikációs hatásfok

A 0 és az indexek a befolyó, illetve az elfolyó szennyvízre utalnak, D és N ugyanakkor a denitrifikálendő és nitrifikálendő anyagmennyiségeket jellemzik.

A (36) egyenlet alapján látható, hogy amikor a tisztítással nagyon kis tisztított elfolyó víz nitrát-koncentrációt kell elérni meglehetősen nagy nyers szennyvíz ammónium vagy TKN tartalom esetén, illetőleg ha nagy mennyiségű nitrátot kell denitrifikálni, a Q_R/Q recirkulációs arány nagyon nagy lesz. Mivel nem csak nitrát, de oxigén is visszakerül a recirkulációs árammal az anoxikus zónába, az oxigén mennyisége ott arányos mennyiségű szerves anyagot von el a denitrifikáció elől, lassítva, gátolva azt.

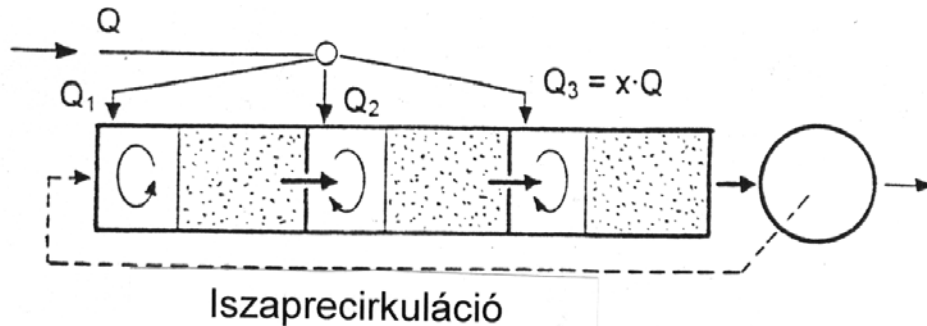
A folyamat szabályozása ilyen esetben a levegőztetés szabályozásával lehetséges. A levegőztető medencében ilyenkor az előre beállított DO koncentrációra történő szabályozással a túlzott mennyiségű oxigén-visszaforgatása megoldható. Ha a levegőztető medencesor kilépő folyadékáramában az ammóniát és a nitrátot is mérik, azok mért jele további szabályozási lehetőséget biztosít az eleveniszapos rendszerek üzemeltetésénél. A főbb célok ezzel:

- *Energia megtakarítása:* ha az ammónia koncentrációja a tisztított elfolyó vízben vagy az előlevegőztető medence elfolyó vízében nulla, vagy ahhoz közeli érték, gyakorlatilag felesleges a további levegőztetés, vagy túllevegőztetés. Ilyenkor a levegőztetés időszakosan ki is kapcsolható vagy a DO szabályozott koncentrációja (set-point) tovább csökkenthető. Ha ellenben az ammónia koncentrációja újra növekedni kezd, ellenkező értelmű beavatkozást kell tenni.
- *Az ammónia koncentrációjának csökkentése vagy tartása téli időszakban:* ha nagyon alacsony víz hőmérséklet ($<10\text{ °C}$) a levegőztető medencében, valamint a tisztító elfolyó vízében is az ammónia koncentrációja növekedni kezd. Növelhető ilyenkor a nitrifikáció hatásfoka az oldott oxigén koncentráció növelésével a levegőztető medencében (az év többi részében szokásos DO koncentráció beállítási pont feletti koncentrációkkal). A nitrifikációhoz szükséges DO koncentráció egyébként a nyári időszakban 1,5-2,0 mg/l.
- *Nitrát-eltávolítás javítása:* ha az ammónium koncentrációja a tisztított elfolyó vízben nulla, ugyanakkor a nitrát koncentrációja határérték közeli vagy azt meghaladó érték, az esetleges időszakos levegőztetést a denitrifikációs medencében mindenképpen ki kell kapcsolni, illetőleg ilyenkor a belső recirkuláció növelésével lehet javítani a denitrifikációs hatásfokot.

2.3.3.3. Lépcsős betáplálású denitrifikációs rendszerek

Az ilyen megoldásnál az eleveniszapos medencék sorba vannak ugyan kötve, de mindegyik medencetér előtt egy elődenitrifikációs tér is ki van alakítva, melyben a folyadék áramoltatási irányában a denitrifikáció több lépcsőben történik. Az utóülepítőből visszaforgatott iszapot ilyenkor a legelső denitrifikációs térbe kell csak bevezetni, majd onnan automatikusan kerül végig az egész tisztító soron a kilépési pontig (17. ábra)

Bár az ilyen lehetőségek első kísérleteire már a '70-es évek végén Angliában sor került (Cooper és társai, 1977), üzemeltetése csak a '80-as évek közepén történhetett meg (Schlegel, 1983).



17. ábra: Több lépcsőben történő denitrifikáció többlépcsős tápanyag-betáplálással

Feltételezve a teljes nitrifikációt a levegőztető medencében és a teljes denitrifikációt az anoxikus terekben az elfolyó szennyvíz nitrát-koncentrációja az utolsó denitrifikáció tér után a következőképpen számítható:

$$(x \cdot Q) \cdot S_{\text{NH}_4, \text{N}} = (Q + Q_{\text{RS}}) \cdot S_{\text{NO}_3, \text{e}} \quad (33)$$

A folyadékáram lebegőanyag-tartalma ($x \cdot Q$) a friss tápanyag csak kis hányadával találkozik az utolsó denitrifikációs részbe történő betáplálási ponton, ahol az x gyakorlatilag meghatározza a denitrifikációs hatékonyságot a (40), (41) egyenletek alapján:

$$(34)$$

$$(35)$$

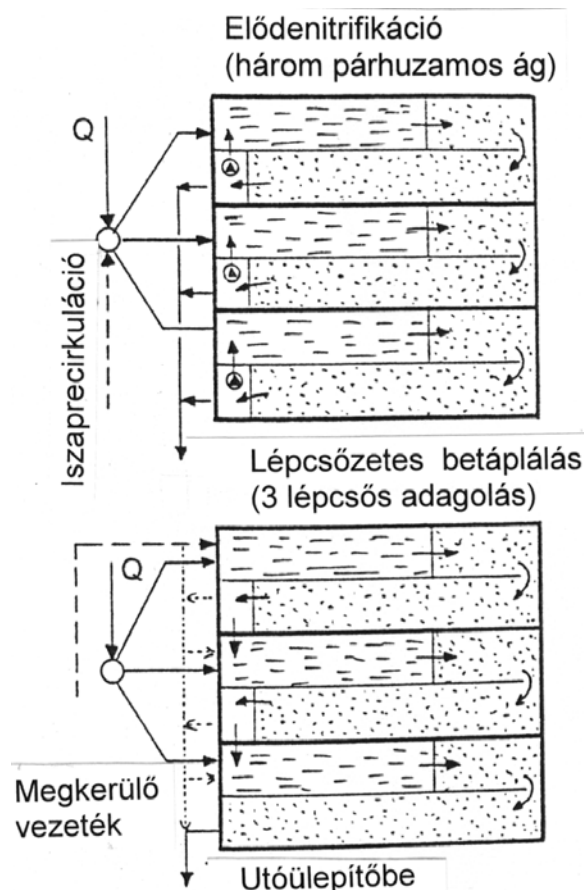
Hogy a többlépcsős nyersvíz betáplálásos elődenitrifikációnál a nitrát eltávolításának hatásfokát növelni lehessen, csökkenteni kell az utolsó lépcsőbe betáplált szennyvíz mennyiségét vagy növelni kell a levegőztetett eleveniszap recirkulációs áramát. Mivel a recirkulációs áram (Q_{RS}) ha azt különösebben változtatni akarjuk, az utóülepítőnél jelenthet problémát, sokkal egyszerűbbnek tűnik az iszap koncentrációjának a változtatása vagy beállítása az utolsó medencében. Ez csak úgy lehetséges, ha a szennyvízterhelést az utolsó egységben a denitrifikációnak éppen megfelelő mértékűre állítják be.

A több lépés szennyvíz betáplálású elődenitrifikáló eljárás előnye, hogy a medence-rendszerben nagyobb átlagos lebegőanyag-koncentráció (MLSS), azaz iszapkoncentráció tartható fenn, amely a következő adatokkal érzékeltethető. A háromlépcsős megoldásnál, ahol mind a három térfogatrészbe azonos az érkező szennyvíz térfogatárama, azaz az össztérfogatáram harmada, az iszapkoncentráció $Q_{\text{RS}} = Q$ recirkulációs áram arányánál $4,5 \text{ kg/m}^3$ lesz az első, $3,6 \text{ kg/m}^3$ a második és $3,0 \text{ kg/m}^3$ a harmadik levegőztető medencében. Annak érdekében, hogy hasonló terhelési értékek alakuljanak ki valamennyi térfogatrészben célszerű a különböző reaktortérfogatok alkalmazása. Ennél is egyszerűbb azonban a szennyvíz betáplálás megfelelő arányokban történő változtatása. Ez a következő térfogatáram arányokat jelenti: $Q_1 = 0,4 Q$, $Q_2 = 0,33 Q$, és $Q_3 = 0,27 Q$. Az iszapkoncentráció (MLSS) ilyenkor a medencékben $4,3 \text{ kg/m}^3$, $3,5 \text{ kg/m}^3$ és $3,0 \text{ kg/m}^3$ lesz.

A háromlépcsős denitrifikáció vagy tápanyagbetáplálás esetén $Q_{\text{RS}} = Q$ recirkulációs arány és $x = 2,7 \text{ kg/m}^3$ esetén a denitrifikációs hatásfok 86 %-ra várható.

A 18. ábra, amely a lépcsőzetes betáplálású elődenitrifikációs változatot hasonlítja össze az ilyen betáplálás nélküli elődenitrifikációval. Az ábra nagyon jól mutatja, hogy igen hasonló elődenitrifikáció játszódik le mindkét esetben, amely a (31) és (35) egyenletekkel írható le. Annak érdekében, hogy a nem lépcsőzött betáplálású rendszerrel is 86 %-os denitrifikációs hatásfok legyen elérhető az elődenitrifikáló zónával, a rendszerben $Q_R/Q = 6,4$ -es recirkulációs arányt kellene tartani, míg ugyanez a háromlépcsős betáplálás esetén recirkuláció nélkül biztosítható. Az iszaprecirkuláció aránya a betápláláshoz viszonyítva 1 ($Q_{RS}/Q = 1$).

A 18. ábrán látható, hogy az elődenitrifikáció nem szakaszos betáplálás esetén is gyakorlatilag ugyanúgy három párhuzamos reaktorsorban alakítható ki, tehát a reaktor kiépítése teljesen megegyezik a másik változattal. Az olyan megoldás előnye, amely nem osztja háromfelé a betáplált szennyvizet annyi, hogy mindhárom levegőztető vagy anoxikus medencében ugyanaz a folyadékszint, illetőleg folyadékmagasság. Ezzel szemben a szakaszos vagy többlépcsős betáplálású rendszerrel bizonyos nyomásesésnek vagy szintmagasságnak kell jelentkeznie az egyes reaktorterek között, ami vagy a vízszint változtatásával oldható meg medencénként, vagy a fenékszintet kell annak megfelelően kialakítani a levegőztető, illetőleg anoxikus medencék kiépítése során. A karbantartás vagy folyamatos üzemellenőrzések biztosítására természetesen a többlépcsős betáplálású változatnál minden egyes medencéből megfelelő bypass kiépítése szükséges a terek megfelelő leeresztése érdekében.



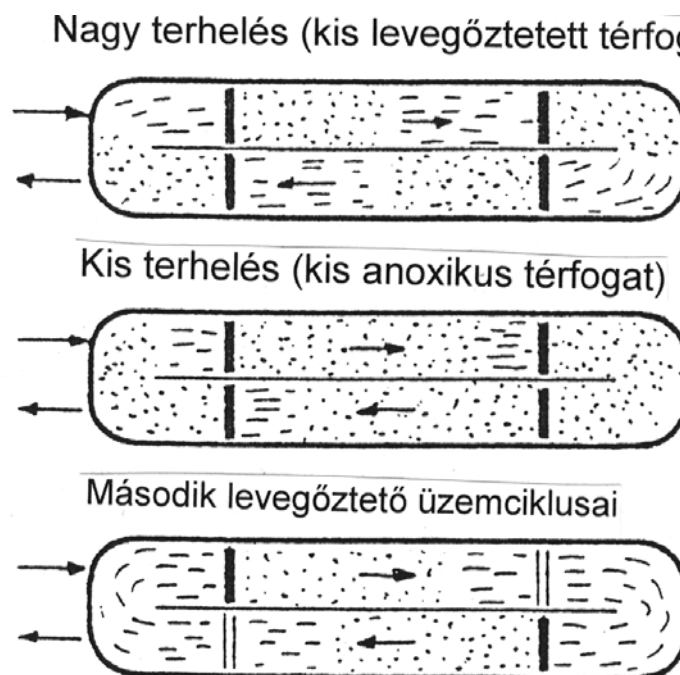
18. ábra: Az elődenitrifikációs és a lépcsőzetes szennyvízbetáplálással kialakított denitrifikációs eljárások összehasonlítása

Mindkét változatnál zavaró hatású a denitrifikáló térbe visszavezetett oxigén. Ezt úgy lehet kiküszöbölni, hogy a levegőztetett terek végén egy kisebb nem levegőztetett térből történik az iszapos víz visszavezetése. A háromlépcsős betáplálás esetén csak az első két levegőztető medence után kell ilyen tereket kialakítani.

Az elmúlt évtizedekben számos ilyen többlépcsős betáplálású rendszert építettek ki, elsősorban Németországban.

2.3.3.4. Szimultán nitrifikáció / denitrifikáció

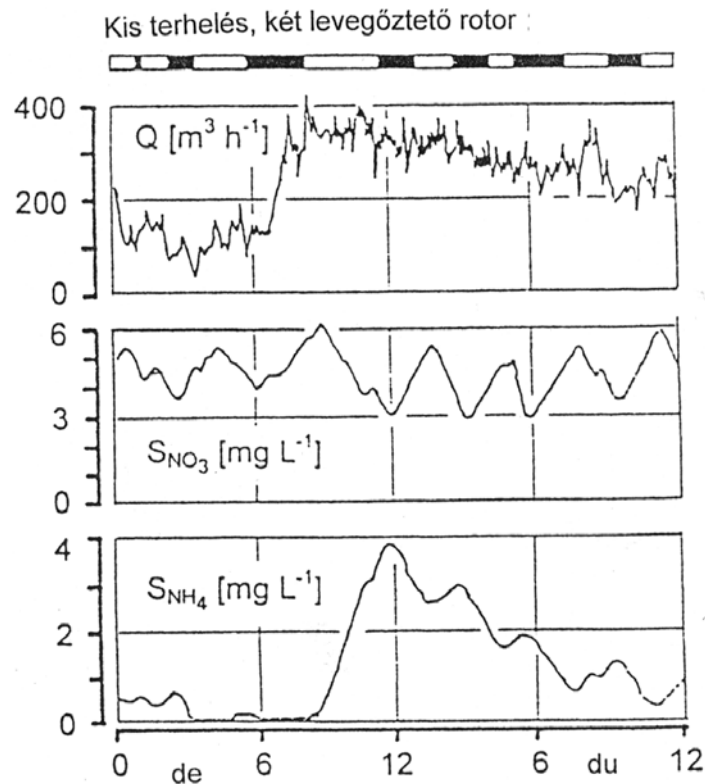
A szimultán denitrifikációval működő megoldások kulcskérdése a levegőztetés megfelelő ki-be kapcsolása, hogy kellően nagy aerob és anoxikus tér vagy ciklus alakulhasson ki a levegőztetés és a folyadék megfelelő áramoltatása során. Mivel minden kommunális szennyvíztisztító terhelése a nap folyamán kettős csúccsal rendelkezik (fluktuáló), a tisztított vízben is a nitrát és az ammónia koncentrációja is ennek megfelelően változó. Szükségszerű, hogy éppen egymásnak ellentétesen, a terheléssel szinkronban változzon a nitrát és az ammónia koncentrációja. Ez a 19. ábrából látható. Hogy a megfelelő nitrogén-eltávolítást a szimultán denitrifikációnál is biztosítani lehessen, mindenképpen folyamatszabályozásra van szükség.



19. ábra: Szimultán nitrifikáció / denitrifikáció üzemeltetése különböző terhelési állapotoknál.

Az első igazán szabályozottnak tekinthető denitrifikációs egységről azután Ermel (1983) számolt be. Itt a kevert eleveniszapból vett mintából egy folyamatos ultraszűrőben választották el a lebegőanyagot, majd a tiszta folyadéknak mérték ugyanígy a nitrát-koncentrációját. Egy németországi üzemben két zárt körű levegőztető egység működött párhuzamosan. Mindegyikben három mamut-rotor végezte a levegőztetést. Közülük az egyik folyamatos üzemeltetésű volt, ez biztosította a megfelelő folyadékmozgatást az iszappkörben. A két másik rotort a szükségleteknek megfelelően automatikusan ki-be kapcsolták, ha a nitrát-

koncentráció a folyadékfázisban 3 mg/l alá vagy 6 mg/l fölé emelkedett. A 20. ábra a nitrát és az ammónium koncentrációjának változását mutatja ennél az üzemnél a nap különböző időszakaiban.



20. ábra: Az ammónium és nitrát koncentrációjának alakulása a Salzgitter-Bad-i szennyvíztisztítóban

Pasveer (1964) volt az első, aki a szimultán nitrifikációról és denitrifikációról közleményekben számolt be. Kísérletei során a felületi levegőztetők megfelelő bemeztésével (a bemeztés függőleges állításával) tudták szabályozni az anoxikus térfogatok nagyságát. Matsché 1977-ben nagyon hatékony nitrogén-eltávolításról számolt be a bécsi szennyvíztisztítónál. Itt az adott időszakban nagyon nagy számú (300 ezer LE) szennyvíztisztító szabályozását sikerült hatásosan megoldani. Két zártkörű levegőztető medence vagy árok működött a bécsi telepen, mindegyikbe hat iker mamutrotor biztosította a levegőztetést (1 m átmérő, 7,5 m hosszúság). A rotorok a medencék kerülete mentén vízszintesen helyezkedtek el egymást követően. Éppen ezek levegőztetésének szabályozásával sikerült az oxidációs ároknak nevezhető medence soron a megfelelő szimultán denitrifikációt biztosítani. Különleges jelentősége a szabályozásnak, hogy a medencékből kivett szennyvíz folyamatos respirációjának a mérésével sikerült olyan szabályozó jelet biztosítaniuk, amivel a levegőztetést kellő hatékonysággal tudták változtatni.

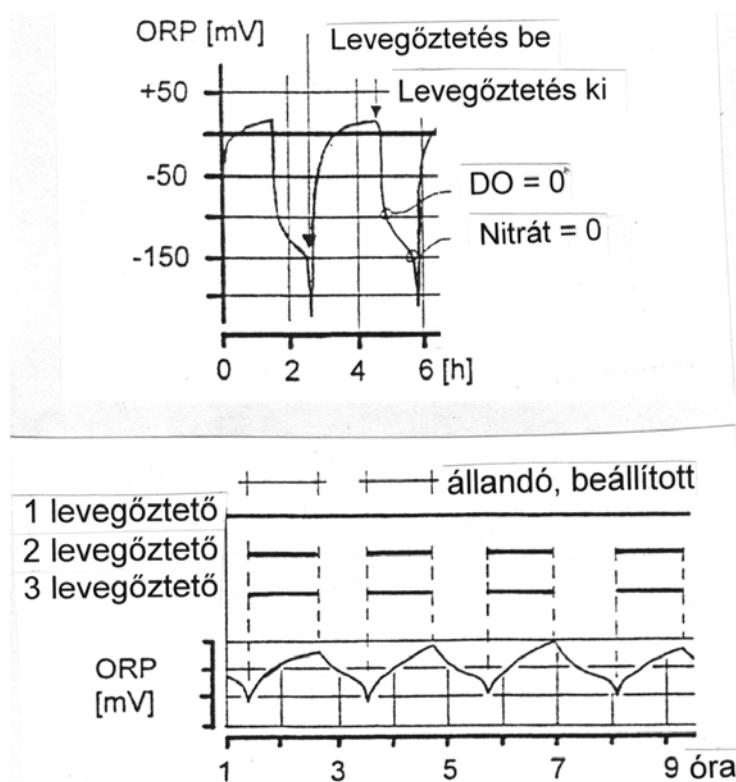
A 20. ábrán a nitrát folyamatos és ciklikus változása látható 3 és 6 mg/l között, valamint az ammónium koncentrációjának alakulása az elfolyó tisztított vízben. A nagy terhelési időszakban tapasztalható kis denitrifikációs sebesség eredményeként a nitrát koncentrációja is valamivel meghaladja a 6 mg-ot a terhelési csúcsonál, illetőleg az ammónium koncentrációja is csaknem 4 mg/l koncentráció értékig nő az ilyen időszakban. Amint a denitrifikáció sebessége

növekszik a délutáni időszakban, a kikapcsolások gyakorisága is növekszik, ami az ábra feletti levegőztető kapcsolást bemutató szakaszolt görbéből látható. Ekkor természetesen az ammónium koncentrációja is folyamatosan a megfelelő értékekre csökken.

Más üzemekben ettől az időszaktól kezdődően a nitrát-monitoring mellett az ammónia folyamatos mérését, ellenőrzését is szabályozó jelként kezdték hasznosítani (Seyfried és Hartwig, 1991).

Az előbb bemutatott Salzgitter-Bad-i üzemben ugyanakkor a nitrát szabályozása mellett kipróbálták az ORP (oxidációs-redukációs potenciál) alapján történő szabályozást is. Mivel az oxidációs-redukációs potenciál mérése igen egyszerű, alkalmazása célszerűnek látszott. Az ORP az oxigén és nitrát elfogyása után közvetlenül igen nagy sebességgel csökken. Az ilyen hirtelen csökkenések, pontosabban a nitrát elfogyásának az időpontja az ORP töréspontjaiból mérhető ki megfelelő pontossággal. Később ezt szabályozó jelként is hasznosították, amivel igen hatékonyvá vált a nitrifikáció, denitrifikáció szimultán kivitelezése. Az ORP méréssel nagyon pontosan behatárolva annak változását, később egyszerű vezérlésre tértek át, illetőleg ezt együtt használták az ORP alapján történő szabályozással.

A 21. ábra az ORP változását mutatja be az idő függvényében. Az elfolyó víz minőségét abban az időszakban, amikor az ORP szabályozás volt alkalmazásban, nagyon jól mutatja a 21. ábra, melyen látható, hogy amikor a nitrát elfogy a rendszerből és éles ugrás vagy csökkenés következik be az ORP értékében, a levegőztetés megfelelően visszakapcsol (Kayser, 1990). A két különböző szabályozás esetén körülbelül hasonló nitrogén-eltávolítási hatások voltak a mérések alapján elérhető.



21. ábra: Szimultán denitrifikáció szabályozása ORP alapján.

Felső ábra: Ciklikus levegőztetés - bekapcsolás és az ORP görbe töréspontjainak feltüntetésével-; Alsó ábra: Denitrifikáció szabályozás a Salzgitter -Bad-i szennyvíztelepen.

Az említett szennyvíztisztítókon túl az elmúlt időszakban sok kisebb és nagyobb kapacitású kommunális szennyvíztisztító, ahol korábban oxidációs medencék voltak alkalmazásban, átalakításra került, s működik szimultán nitrifikáló-denitrifikáló üzemmódban folyamatos szabályozással.

A szennyvíz bevezetésének pontjától, illetőleg az első levegőztetőnek a szennyvíz betáplálási ponttól való távolságától, valamint a bevezetés módjától, a folyadék elkeverésétől függ, hogy milyen mennyisége fog a könnyen felvehető szerves tápanyagnak az oxigén hasznosítására, illetőleg a nitrát hasznosítására felhasználni (veszik el a denitrifikáció céljára). Sok esetben javasolták nyers szennyvíznek az árok vagy medencesor feneke közelében történő bevezetését, ezzel is biztosítva a gyorsan felvehető tápanyagok jobb anoxikus hasznosítását a medencefenék nyugodtabb tereiben.

A zárt áramlási körrel kialakított rendszereknél, melyeket utólagosan alakítottak át szimultán nitrifikáció, denitrifikáció céljára, gondot jelentett a jó átkeveredés, illetőleg az érkező szennyvíz hirtelen és nagymértékű hígulása. Ez kedvező a fonalas mikroorganizmusok elszaporodásának. Abban az esetben, ha ráadásul még nagy részarányban tartalmaz a tisztítandó szennyvíz könnyen bontható szerves anyagokat is, javasolható egy anaerob szelektor vagy anoxikus szelektor, esetleg egy biológiai többletfoszfor eltávolítást egyértelműen elősegítő anaerob medence kialakítása az ilyen rendszerekben.

2.3.3.5. Ciklikus levegőztetésű nitrifikáció, denitrifikáció

A ciklikus levegőztetésű nitrifikáló, denitrifikáló eleveniszapos rendszerekben megfelelő levegőztetés és ugyanakkor keverő beépítése is okvetlenül szükséges. A levegőztetés tervezésénél figyelembe kell venni a nem levegőztetett időszakok hosszát, tartamát is. Ahhoz, hogy a levegőztetés hatásfoka a finombuborékos levegőztetéssel ellátott levegőztetőkben még tovább javuljon, célszerű azokban a keverő működtetése a levegőztetési időszakban is.

A szakaszos levegőztetésű nitrifikáló / denitrifikáló üzemekben a levegőztetett időszakban a nyers szennyvíz betáplálása következtében az abban lévő könnyen lebontható szervesanyagok természetesen közvetlenül a levegő oxigénjével történő oxidációra kerülnek felhasználásra, annak megfelelően a denitrifikáció tekintetében elvesznek. Ezt figyelembe kell venni a denitrifikáció idejének a tervezésénél. A fonalas mikroorganizmusok elszaporodása ellen a teljesen átkevert medencék esetén szintén megfelelő ellenintézkedéseket kell tenni.

A levegő ki-be kapcsolását természetesen az ilyen ciklikus levegőztetéseknel egy egyszerű idővezérléssel is biztosítani lehet. Bármely más szabályozási lehetőség alkalmazható azonban, amely az előző fejezetben bemutatásra került. Németországban különösen nagyszámú üzemben vezették be a ciklikus levegőztetésnél az ORP alapján történő szabályozást. Más lehetőség természetesen ilyenkor az oldott oxigén koncentrációjának a folyamatos mérése is (Boes, 1991). Ismerve az oxigénátviteli kapacitást, illetőleg mérve az oxigénfelvételi sebességet a rendszerben, az oxigén koncentrációjának a folyamatos mérésével az oldott oxigénkoncentráció alapján is nagyon könnyen kiszámítható a ki-be kapcsolások szükséges időtartama.

A nitrát koncentrációjának alakulása az anoxikus ciklusokban (t_D) a denitrifikáló mikroorganizmusok aktivitásától függ. Ugyanakkor az ammónia és nitrát koncentrációjának

az alakulása az aerob ciklusban (t_N) a nitrifikálók aktivitásának a függvénye. Mivel a reaktor vagy levegőztető medence ezeknél a megoldásoknál teljesen kevert, az ammónia koncentrációjának alakulása az anoxikus periódusban a következőképpen számítható:

$$S_{NH_4,t} = S_{NH_4,N} \cdot [1 - \exp. (-t/t^*)] \quad (36)$$

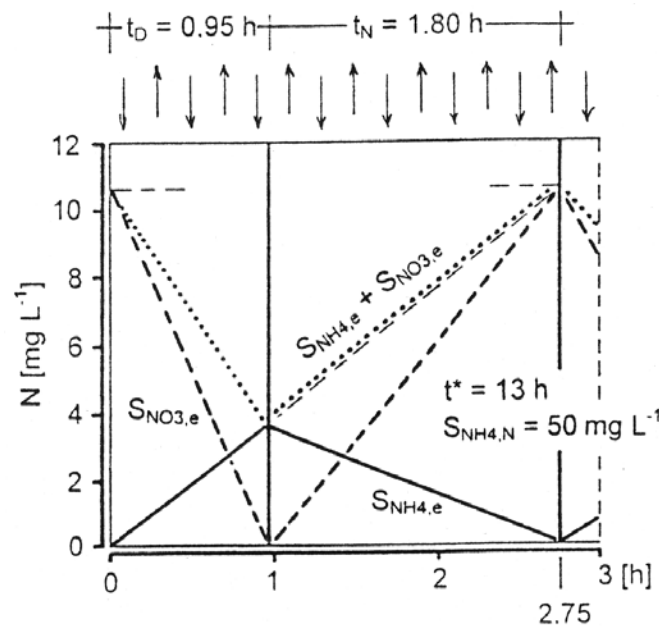
Elhanyagolva az anoxikus időszakban az elfolyó vízzel távozó ammónium mennyiségét, az adott időszakra lineáris összefüggéssel számolható az ammónium koncentrációjának a növekedése.

$$S_{NH_4,t} = S_{NH_4,N} \cdot (t/t^*) \quad (37)$$

Ahol:

- $S_{NH_4,t}$ mg/l az ammónia koncentrációjának változása az idő függvényében,
- t^* h a szennyvíz átlagos tartózkodási ideje ($t^* = V/Q$),
- t_N h aerob (nitrifikációs) ciklusidő,
- t_D h anoxikus ciklus szükséges hossza.

Abban az esetben, ha a t_D/t^* kisebb, mint $1/4$, ami a kommunális szennyvíze eleveniszapos szennyvíztisztítóinál általában fennáll, a (36) és (37) egyenletek eltérése kisebb, mint 5 %. A 22. ábrában ezért csak a (37) egyenlet egyenese van feltüntetve. Mivel az ammónium az aerob periódusban nitráttá alakul, a ciklus végén mérhető nitrát-koncentráció az anoxikus periódus kezdő értékét is jelenti.



22. ábra: Az ammónium és nitrát koncentrációjának a változása a ciklikus levegőztetésű nitrifikáló / denitrifikáló rendszerekben.

A nitrogén összes koncentrációja az elfolyó tisztított vízben ($S_{NO_3,e} + S_{NH_4,e}$) elméletileg a 22. ábra megfelelő koncentrációi szerint alakul:

$$S_{NO_3,e} + S_{NH_4,e} = 0,5 S_{NH_4,N} \frac{2t_D + t_N}{t^*} \quad (38)$$

Az átlagos nitrogén-eltávolítási hatások ennek megfelelően a következőképpen számolható:

$$\eta_N = \frac{S_{NH_4,N} - (S_{NH_4,e} + S_{NO_3,e})}{S_{NH_4,N}} = 1 - \frac{t_D + 0,5t_N}{t^*} \quad (39)$$

Mintegy 86 %-os átlagos nitrogén-eltávolítási hatékonyság eléréséhez az ilyen ciklikus levegőztetésű rendszerrel, $t^* = 13$ h és $t_D/(t_N + t_D) = 0,35$ anoxikus ciklushányad esetén a nitrifikációs és denitrifikációs teljes ciklus hosszának 2,75 órára kell lennie.

A (38) egyenlet szerint elvileg bármilyen eltávolítási hatások biztosítható a ciklushosszok megfelelő beállításával, de előfeltétel a nitrát-eltávolítási kapacitást biztosíthatósága. A gyakorlatban 1 óránál kisebb összes (levegőztetett és nem levegőztetett) ciklusidőt nem javasolnak az ilyen tisztításnál.

A $t_D/(t_N + t_D)$ kiszámítható például a (24) számú egyenletből, feltételezve, hogy

$$V_D/V = t_D/(t_N + t_D) \quad (40)$$

2.3.3.6. Ciklikus nitrifikáció / denitrifikáció alternáló folyadékbetáplálással

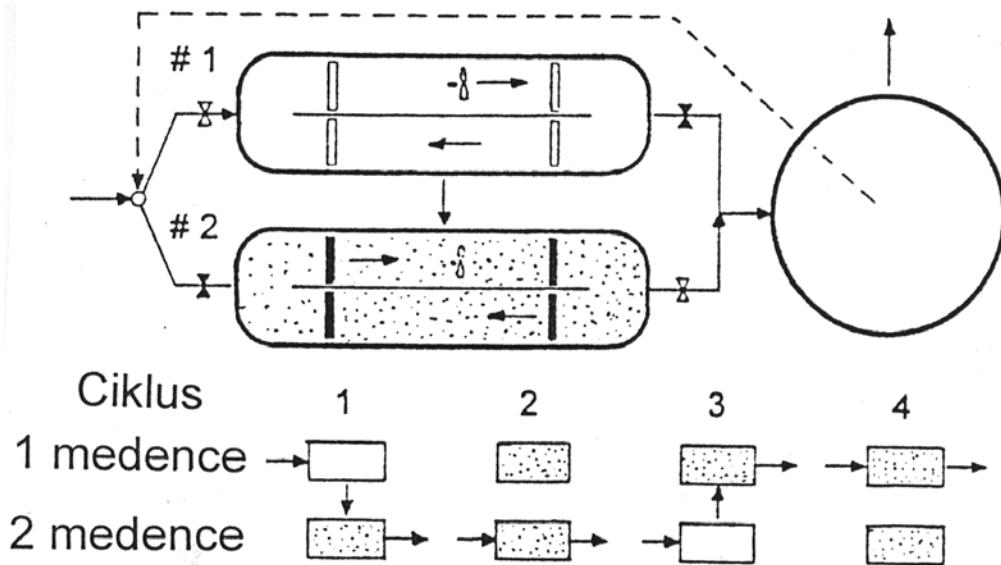
Három olyan eljárás ismeretes, amelyek a levegőztetés ciklizálását alternáló folyadékbetáplálással együtt alkalmazzák:

- az alternáló nitrifikáló-denitrifikáló eljárás (bio-denitro),
- a három-ciklusú eljárás,
- a Jülich szennyvíztisztítási eljárás (JARV).

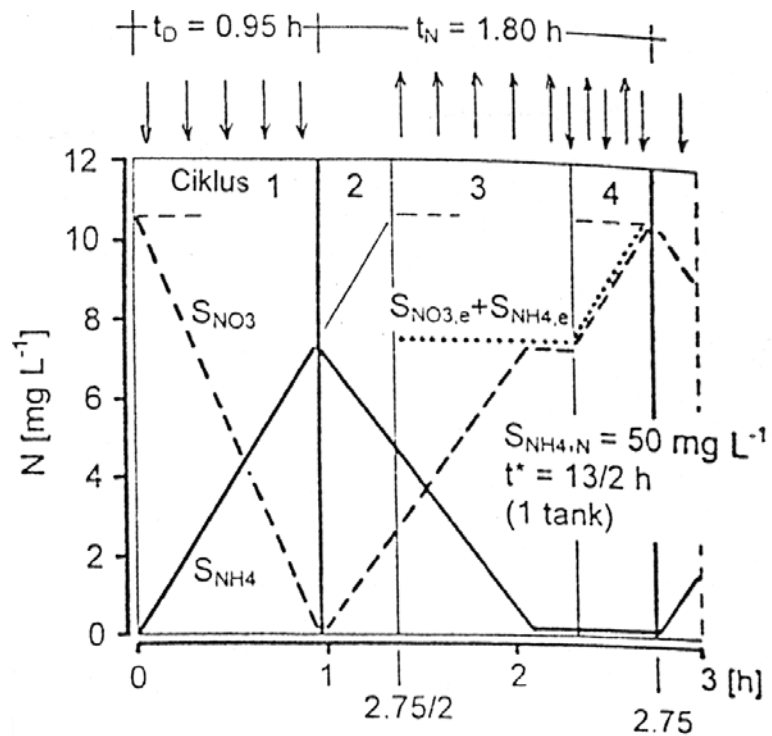
Az alternáló nitrifikációs-denitrifikációs módszerek két párhuzamos eleveniszapos rendszerből vagy oxidációs árokból állnak, melyek mindegyike levegőztetéssel és keveréssel is megfelelően el van látva. A két párhuzamos tisztítósor gyakorlatilag össze van kapcsolva, s a szennyvíz betáplálása egyszerre csak az egyik sorra történik. A víz a két medence között alternálva hol az egyik, hol a másik irányba áramlik. Amíg az egyik medencébe vezetik a nyers szennyvizet, addig egyértelmű, hogy a másik medencéből történik a folyadék elvezetése az utóülepítőbe (23. ábra). Ezt a módszert Dániában fejlesztették ki olyan üzemekben, melyekben korábban két párhuzamos oxidációs medence is működött. Az elnevezése (bio-denitro eljárásnak) is onnan származik (Tholander, 1977).

Az ammónia és nitrát koncentrációjának alakulása a ciklusok során elméletileg hasonlóan számítható, mint az a nitrifikáló-denitrifikáló ciklikus levegőztetési rendszerekben is van (24. ábra).

Az alternáló nitrifikáció / denitrifikáció megoldásoknál a folyamatok általában idővezéreltek. Az üzemeltetés során azonban bebizonyították, hogy megfelelő on-line üzemi mérésekkel, monitoringgal, a nitrát és ammónium koncentráció alapján történő szabályozással az elfolyó víz minősége tovább javítható. Dániában sok üzem működik ilyen nitrifikáló-denitrifikáló kialakításban. Németországban is építettek ki egészen nagy méretű üzemeket is erre a megoldásra.



23. ábra: Az alternáló nitrifikáló-denitrifikáló bio-denitro eljárás folyamatábrája



24. ábra: Az ammónia és nitrát koncentrációjának alakulása az egyik levegőztető medencében az alternáló nitrifikáló-denitrifikáló eljárásnál.

A három-ciklusú folyamat tulajdonképpen három párhuzamos oxidációs árok, megfelelő összekapcsolással. Ezek betáplálása is ciklikusan történik olyan értelemben, hogy mindegyik oxidációs reaktorba, melynek a levegőztetése természetesen ciklikus, a betáplálás az anoxikus szakaszban történjen, s így a könnyen felvehető tápanyagok döntő mennyisége a denitrifikációra hasznosuljon. A ciklus gyakorlatilag egy keverési vagy denitrifikációs szakasszal kezdődik és ez általában az egész betáplálási időszakok felőleli, ami tulajdonképpen a teljes ciklus egy harmada. Az egyes medencék, vagy oxidációs levegőztető körök ennél a megoldásnál is kapcsolatban vannak egymással, s a közöttük történő

folyadékáramokat megfelelő szelepekkel programozottan változtatják. A folyadék-elvétel az utóülepítőben szükségszerűen mindig az éppen levegőztetett, vagy akkor éppen legrégebb óta levegőztetett medencéből történik. Ezt a megoldást is legalább hat szennyvíztisztítóban építették ki Németországban. Hatékonyságukról nem állnak rendelkezésre üzemi eredmények.

A Jülich szennyvíztisztítási eljárás (JARV) tulajdonképpen a tökéletesen kevert tankreaktorok esetére tapasztalt gyakori iszapduzzadás megakadályozására került kifejlesztésre. A megoldás lényege egy viszonylagosan rövid betáplálási időciklus biztosítása a szennyvíz feladási sebességének a megnövelésével (Zanders és társai, 1987). Természetesen ennek érdekében egy kiegyenlítő medencére van szükség a levegőztető medencét megelőzően, továbbá valamilyen kiegyenlítés kell az elfolyó víz útjában is, hogy az utóülepítő terhelése is egyenletes lehessen. A kiegyenlítésre nincs szükség, ha négy medencés egység kerül kiépítésre. Mivel egy teljes cikluson belül két, vagy több anoxikus szakasz is beiktatásra kerül, a levegőztetett medencében a második anoxikus szakasz (utódenitrifikáció) végére az ammónia koncentrációja a sejtanyag hidrolízise miatt már túlzott értékű is lehet. Mivel az az elfolyó vízben is hasonlóan jelentkezik, az utolsó denitrifikáció után célszerű egy rövidebb utólevegőztetési szakaszt is beiktatni. A szennyvíz betáplálása mindig a denitrifikációs szakaszokban történik, az összes könnyen bontható szervesanyag denitrifikációra használható fel az eljárásnál. Csak két ilyen üzemet építettek Németországban, de azok nagyon jó hatásfokot biztosítottak.

A három bemutatott alternáló eljárás közös előnye, hogy mindegyiknél a könnyen bontható szerves anyag a denitrifikációra kerül felhasználásra, és ezzel a rendszerben az egyes ciklusok előrehaladtával hatásos koncentráció-gradienst lehet biztosítani. Ezzel javítható az iszapindex, illetőleg az iszap ülepedése az utóülepítőben. Az anoxikus időhányad vagy térfogathányad (V_D/V) az elődenitrifikációs megoldás számításának megfelelően a (23) egyenlettel történhet.

2.3.3.7. Kis KOI/TKN aránnyal rendelkező ipari szennyvizek tisztítása

Olyan élelmiszeripari szennyvizek esetén, melyek viszonylag nagyobb szerves anyag koncentrációval és igen nagy ammónium szennyezettséggel vagy nitrogén-szennyezettséggel érkeznek a szennyvíztisztítóba, a tisztításnál problémák jelentkezhetnek. Az anaerob szennyvíztisztítás az ilyen esetekben ugyan igen kedvező minimális iszaptermelése és kitűnő energiahasznosítása révén, de nem biztosítja az élővizek határértékét. Az anaerob előtisztítás után viszont a KOI/TKN arány még jobban csökken és elérheti azt a határt, amelynél már nem lesz elegendő szerves anyag az így előtisztított szennyvízben egy befejező eleveniszapos tisztítás denitrifikációjánál a szerves tápanyag igény kielégítésére.

Mivel a nitrit denitrifikációja lényegesen, mintegy 35 %-kal kevesebb szervesanyag igényt jelent a nitráténál, az ilyen lehetőséget is kidolgozták és üzemeltették az elmúlt évtizedben Németországban (Seyfried és Abeling, 1992). A folyamatnál, mint a hagyományos denitrifikációnál ugyancsak elődenitrifikáló vagy denitritáló szakaszt alkalmaznak, azonban az egész rendszerben a kémhatást, a rendszer pH-ját NaOH adagolásával kell szabályozni. A levegőztető medencében 8-8,2 körüli értékre kell beállítani a pH-t, ahol az oxidáció ilyenkor csak nitritig történik. A levegőztetőben ekkor mintegy 10 mg/l egyensúlyi ammónium-koncentráció is stabilizálódik.

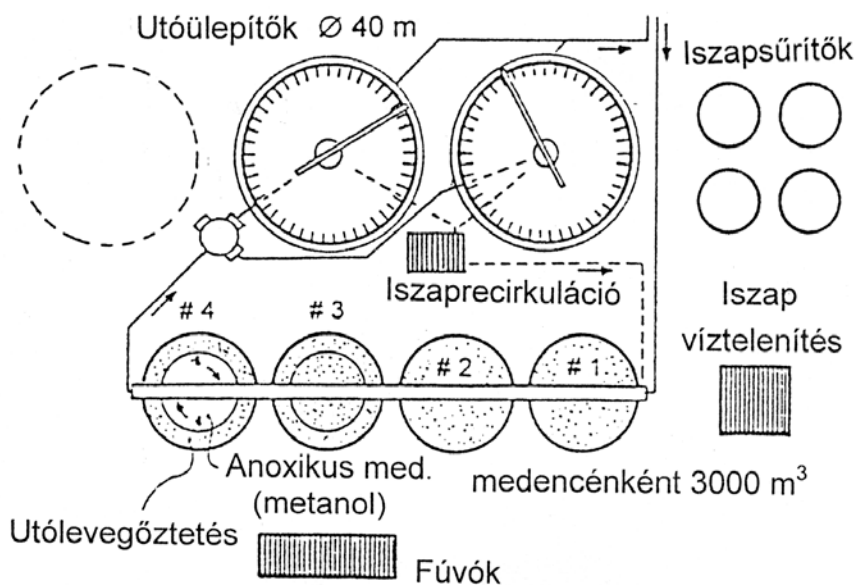
A korábban már bemutatott ammónium-inhibíció miatt ez az ammónium-koncentráció stabilizálta a rendszert, megakadályozva a Nitrobacter fajok tevékenységét, elszaporodását és felhalmozva a rendszerben a nitritet. Mivel azonban a tisztításnál az ülepített elfolyó vízben

mindig marad valamilyen mennyiségű nitrit, illetőleg ammónium, egy második lépcsőben valamilyenképpen ezt a kis mennyiségű nitrit és ammónium szennyezést eltávolítani a vízből.

Más nitrogén-eltávolítási módszert javasoltak nagy nitrogén-koncentrációjú szennyvizek tisztítására vagy nitrogén-mentesítésére minden szerves tápanyag igény nélkül Jetten és társai (1997). Folyamatos átfolyású kevert reaktorban első lépcsőben az ammóniumnak mintegy 50 %-át tudták kísérleti berendezésükben nitritté alakítani, majd egy második iszapkörben azt autotróf mikroorganizmusokkal redukálják nitrogén-gázzá. Az utóbbi lépésnél az ammónia mintegy elektron donor a nitrát redukciójához. Ez az eljárás azonban napjainkig nem került nagyipari bevezetésre.

2.3.3.8. Utódenitrifikálás külső szerves tápanyag-adagolással

Nem sok olyan szennyvíztisztító működik a világon, amely egy iszapkörös eleveniszapos tisztításnál az utódenitrifikációhoz kizárólagosan külső szerves karbonforrást használ fel. Ennek az az oka, hogy az utódenitrifikálásnál nem hulladék szerves anyagot, hanem rendszerint valamilyen tiszta vegyszert, metanolt vagy acetátot kell használni, melyből egyidejűleg nem keletkezik ammónium, ismét redukált nitrogénnel terhelve a vizet. Egy ilyen utódenitrifikáló üzem technológiáját mutatja a 25. ábra.



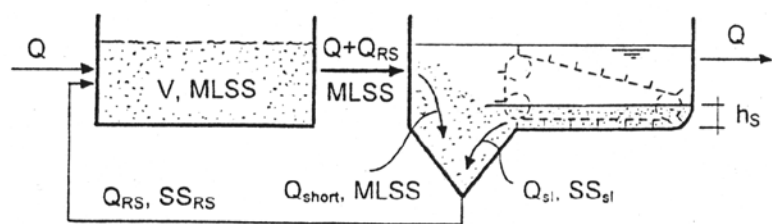
25. ábra: Utódenitrifikációval működő ipari szennyvíztisztító folyamatábrája.

A szennyvíztisztítást úgy kell vezetni, hogy teljes nitrifikációt biztosítsanak a nitrifikáló medencében, miközben az utódenitrifikációnál a külső szerves tápanyag szolgálja elektron donoroként a denitrifikációhoz. A megoldás hátránya még, hogy a szerves anyag nitrát koncentráció alapján történő adagolása elég nehezen szabályozható, s fennáll a veszélye, hogy vagy nitrát, vagy szerves anyag marad határérték feletti mennyiségben az elfolyó vízben. Ezt elkerülendő a denitrifikáló egység után még egy utólevegőztető beiktatása is szükséges az ilyen megoldásnál.

Ha az utódenitrifikációt metanollal kívánják megoldani, a számítások és kísérleti tapasztalatok alapján 2,5-3 kg metanol / kg nitrát-nitrogén adagolása szükséges a heterotrófok szerves karbon-igényének a megfelelő biztosítására. (Zacharias, 1996).

2.3.4. Kölcsönhatások az eleveniszapos medence és az utóülepítő között

Az eleveniszapos tisztítás biológiai reaktorsora és utóülepítője, amelyeket a levegőztetőből az utóülepítőbe vezető folyadék-áram, illetőleg az utóülepítőből a rendszer elejére történő iszaprecirkulációs-áram kapcsol össze, egy egységes rendszert képez. A rendszer sematikus kiépítését a 26. ábra mutatja.



26. ábra: Az eleveniszapos medencék és az utóülepítő kapcsolata.

Az adott telepen hosszanti utóülepítő látható megfelelő fenékkotrással (iszapkotrás), amely egyébként elvében hasonló működésű, mint a kör keresztmetszetű ülepítők iszapkotrása. Állandósult állapot esetén a recirkuláltatott iszap koncentrációja, tömegárama, illetőleg a levegőztetőben levő lebegőanyag (iszap) koncentrációja állandó. A közöttük levő összefüggést az alábbi egyenlet írja le:

$$SS_{RS} = MLSS \cdot ((Q + Q_{RS})/Q_{RS}) = MLSS \cdot (1 + Q/Q_{RS}) \quad (41)$$

Mivel a levegőztető medence lebegőanyag-, vagy iszap-koncentrációja az üzemeltetésnél állandó értéken tartandó, éppen a megfelelő fölösiszap elvétellel szabályozva, a recirkuláltatott iszapáram lebegőanyag koncentrációja a recirkuláltatott folyadékáram csökkenésével növekedni fog, illetőleg fordítva változik fordított esetben. A recirkuláltatott iszapáram azonban két részarámból tevődik össze. Az első az ülepítő medence fenékén sűrített iszapréteg (Q_{st} , SS_{st} lebegőanyag koncentrációval), valamint az úgynevezett rövid zárási áram, amely az ülepítőbe befolyó iszapos vízből ered ($Q_{röv}$ a megfelelő MLSS iszapkoncentrációval). Mivel a recirkuláltatott iszap mennyiségét az iszap mozgató szivattyú, valamint az utóülepítő fenékrészében sűrűsödött iszap árama szabályozza, ahol az utóbbi a fenékrészen mozgó kotró szerkezet sebességének, hosszának, alakjának, valamint a medencefenéken kialakuló iszapréteg vastagságának is függvénye, a recirkulációs áram és az iszapáram különbségként a rövidzárási áram a következőképpen írható fel:

$$Q_{röv} = Q_{RS} - Q_{st} \quad (42)$$

Abban az esetben, amikor az iszaprecirkuláció sokkal nagyobb, mint a sűrített iszap árama ($Q_{RS} > Q_{st}$), a medencefenéken levő zsombban szükségszerűen ki kell alakulni megfelelő nagyságú rövidzárási folyadékáramnak is. Ezzel szemben, ha

$$Q_{st} \cdot SS_{st} \geq Q_{RS} \cdot SS_{RS} \quad (43)$$

iszap gyűlik fel az ülepitő fenekén, a kialakuló iszapréteg (h_s) abban jelentősen megvastagodhat. Ugyan ilyen hatása lehet az utóülepitőnél a folyadékterhelés jelentős növekedésének is, hiszen az az utóülepitő lebegőanyag vagy iszapterhelését növeli hasonlóan. A gyakorlatban ezért Q_{RS} célszerűen nagyobbak kell lennie Q_{st} -nél.

A recirkulációs szivattyú üzemeltetése a gyakorlatban kétféle stratégia szerint lehetséges:

- konstans recirkulációs áram tartása, legalábbis a száraz vízhozamú időszakban,
- konstans Q_{RS}/Q arány tartása.

A szennyvízhozam napi ciklikus változásának megfelelően abban az esetben, ha a recirkuláltatott iszapáramot állandó értéken tartjuk, az utóülepitőben kialakuló iszapréteg vastagsága és a recirkuláltatott iszap lebegőanyag koncentrációja (h_s és SS_{RS}) közel szinkronban fog változni a tisztítóba érkező szennyvíz mennyiségével. Ez azt jelenti, hogy a levegőztető medence iszapkoncentrációja ($MLSS$) szennyvíz térfogatáramával ellentétes irányban változik. Ha a recirkuláltatott iszap mennyiségét ugyanakkor az érkező szennyvízhozammal arányosan változtatjuk (Q_{RS}/Q állandó érték) a rendszer paramétereinek változása hasonló, de nem olyan jelentős, mint állandó iszaprecirkulációs térfogatáram esetén. Ez annak a következménye, hogy az utóülepitő fenékkaparójával kialakítható térfogatáram gyakorlatilag egy maximális értéket ér el. Ha az iszapréteg vastagsága az utóülepitő fenekén már elért egy adott magasságot, vagy mélységet, az iszapáram nem változik. Az iszapkotró által a zsompba visszakotort, vagy mozgatott iszap mennyisége ($Q_{it} \cdot SS_{st}$) konstans iszapkotró sebesség esetén (Q_{st}) csak a sűrűsödött iszap koncentrációjának növelésével (SS_{st}) lehetne biztosítható, amely viszont egyértelműen az utóülepitő fenekén levő iszapréteg vastagságának növekedésével lenne csak lehetséges.

Ha például egy hirtelen vihar által okozott vízhozam növekedés esetén a recirkuláltatott iszap mennyiségét azonnal megnövelik, hogy állandó értéken tartsák az iszaprecirkulációs áram és az érkező szennyvízáram arányát (Q_{RS}/Q), a rövidzárási folyadékáram az utóülepitőből visszaforgatott iszapnál hirtelen növekedni fog, s a recirkuláltatott iszap koncentrációja csökken. Ezért nem célszerű, hogy az iszapáram és az érkező szennyvízáram arányát holtidő nélküli arányszabályozással lássák el. Sokkal szerencsésebb, ha 1-2 órás csúszó-átlagok alapján történik az arány állandó értéken tartása.

A legfőbb tervezési paraméter a vízszintes átáramlású utóülepitők, tehát a hosszanti utóülepitők esetében az iszap fajlagos térfogati terhelése (q_{sv}). Ezt az iszapterhelést az utóülepitő fenekének a felületére ($A_{ülep} \cdot m^2$) szokásos megadni iszapterhelésben kifejezve. Ezt liter térfogatban szokásos rögzíteni, vagy maximálni. Természetesen ez a terhelés is bizonyos időtartamra vonatkozóan kell, hogy megadva legyen (Q_h - ami az órás térfogati iszapterhelés az utóülepitő keresztmetszetére vonatkoztatva), illetőleg annak általában a megengedhető csúcserőértéket szokásos megadni az alábbiak szerint:

$$q_{sv} = \frac{Q_h \cdot MLSS \cdot ISV}{A_{clar}} \quad (l/m^2h) \quad (44)$$

Mindezek a tervezési javaslatok az utóülepitőkkel kapcsolatosan Ekama és társai (1997) munkájában igen részletesen megadásra kerültek. Az eleveniszapos medencékbe történő folyadék bevezetés, illetőleg az azokból történő elvezetés, valamint az iszapgyűjtő rendszer kialakítása szintén igen fontos tervezési szempont az utóülepitőknél.

Abban az esetben, ha a levegőztető medencék mélysége a 6 métert meghaladja, az utóülepítőekben előfordulhat, sőt esetenként gyakori az iszap felúszása a nitrogén túltelítődése és gázkiválása eredményeként. Az iszapfelúszás meggátlására az ATV (1996) a következőket javasolja:

- A nitrogéngáz kifűvatása, vagy kihajtása a levegőztető medence vízből megfelelő, réselt túlfolyón történő átbuktatással, vagy kaszkád soron történő hasonló kilevegőztetéssel lehetséges. A levegőztető medence kilépő pontja előtti, vagy az elfolyó víztérben durva buborékos levegőztetéssel további javítható a gáztalanítás.
- Mély utóülepítők építése is elképzelhető, melyeknél az eleveniszapos medencéből az utóülepítő annak a feneké közelében kell bevezetni az átkerülő folyadékáramot, éppen a nitrogénbuborékok gyors felszabadulásának, felúszásának a csökkentése érdekében.

2.4. A tervezés lépései

Részletes tervezési útmutatás található arra olyan kiadványokban, mint Randall és társai 1992-ben megjelent tervezési könyve, az ATV megfelelő kiadványa (1997, 1999) és egyéb. Az utóülepítő tervezésére vonatkozóan Ekama és társai (1997) munkája javasolható. A tervezés főbb lépései az egy iszapkörös eleveniszapos rendszereknél a következők:

- (1) A tervezendő szennyvíztisztító terhelésének a behatárolása a szennyvízhozam és koncentrációk alapján (BOI_5 , KOI , lebegőanyag, nitrogén, foszfor). Az átlagos alkalinitás és szennyvízáram pontosítása szárazidejű vízhozamra (napi és csúcsterhelések), valamint a várható esős időszak csúcsterheléseire [m^3/h]. A rendelkezésre álló adatokat ellenőrizni kell az éves ingadozás, a szennyvízhőmérséklet, a terhelés és a folyadékáram vonatkozásában is. Ha nitrifikáció is szükséges a tisztításnál, a megfelelő terhelést csakis a szennyvízhőmérséklettel egyeztetve szabad figyelembe venni. Segítségül szolgálhat arra, ha előzetesen ábrázolják és értékelik a $Q \cdot C_{KOI} \cdot 1,1^{(15-T)}$ szezonális változását is. A tervezés szempontjából a maximális kétheti átlagos terhelést kell a tervezőnek figyelembe venni és ennek alapján kell a megfelelő iszapkört és iszaphozamot számítani. A legnagyobb oxigénigényt, vagy felhasználást nem az ilyen időszak, hanem más (pl.: nyári időszak) terhelései alapján kell behatárolni.
- (2) A megkívánt szennyvíz, illetőleg tisztított szennyvíz koncentrációkat, vagy szennyezőanyag eltávolítási hatékonyságokat figyelembevéve pontosítani kell a következő paramétereket: $C_{BOI,e}$; $C_{KOI,e}$; $S_{NH_4,e}$; $S_{NO_3,e}$; $S_{P,e}$; SS_e . Be kell határolni a megkívánt üzemellenőrzés, mintavételezés (24 órás átlagminta, vagy pontminták) módját. Pontosítandó az egyes paraméterek tekintetében tartandó paraméterek átlagérték jellege, vagy bizonyos valószínűséggel tartandó százalékos eltávolítási hatásfoka, vagy a határérték feletti kibocsátású üzemeltetési napok gyakoriságának a százalékos értéke.
- (3) A megfelelő technológia kialakítása, sémájának megválasztása. Előülepítés szükségességének eldöntése. Aerob szelektor kiépítésének, igényének behatárolása. Anaerob keverő medence telepítésének szükségessége a foszfáteltávolítás javítása érdekében. A foszfát-kicsapatás, kicsapószer típusának meghatározása. A nitrogén-eltávolítás céljából kialakítandó technológia. A külső szerves tápanyag adagolás szükségessége a nitrogéneltávolítás érdekében időszakos, vagy folyamatos adagolással. Az ipari szennyvizek esetében többlet tápanyag, nitrogén, foszfor, vagy nyomelemek

adagolásának szükségessége a mindenkori tisztítandó szennyvíz összetételének függvényében. Az iszapelhelyezés pontosítása, külön iszapstabilizáció, vagy együttes stabilizáció szükségessége.

- (4) Anaerob szelektor tervezése 20 kg KOI/m³·d fajlagos térfogati terheléssel. Biológiai többletfoszfor eltávolítás esetén az anaerob reaktorban az átlagos hidraulikai tartózkodási idő 0,5-1 órára tervezhető ($Q + Q_{RS}$ össztérfogatra vonatkoztatva).
- (5) Az aerob iszapkor meghatározása (SRT_{aer}), figyelembe véve a tisztítás célját, mélységét. (Pl.: csak szervesanyag eltávolítás, nitrifikáció az év egy részében vagy teljes tartamában, esetleg valamilyen hőmérséklet érték felett (pl.: nagyobb 10 °C esetén); iszapstabilizáció szükségessége.) A következő értékek javasolhatók: csak szerves tápanyageltávolítás esetén: $SRT = 4$ d; nitrifikációnál $T \geq 10$ °C esetén: $SRT_{aer} = 8 - 10$ d.
- (6) Csak denitrifikáció esetén szükséges a denitrifikálandó nitrát mennyiségének a meghatározása ((22) egyenlet). Az anoxikus reaktortérfogat hányadot ezt követően ((23) és (24) egyenletek, vagy a 11. táblázat) kell meghatározni. Az iszapkor számítása a (25) egyenlettel történhet.
- (7) Együttes iszapstabilizálás (tartós levegőztetés) és nitrogén eltávolítás esetén az iszapkort 25 nap értékre célszerű választani.
- (8) A maradó alkalinitás számítása a (26) egyenlet szerint, ha a levegőztető medence mélysége 6 m-nél nagyobb, ellenőrizve egyidejűleg a kialakuló pH-t is a megfelelő fejezetben leírtak szerint.
- (9) A napi fölösiszaphozam ($M_{exc,c}$) számítása a szerves anyag terhelésből a (12) egyenlettel. Előülepített kommunális szennyvíz esetére durva közelítésnek 0,4 kg fölösiszaphozam számolható minden kg KOI terhelésre. A nitrifikálók szaporodása eredményeként keletkező iszaphozam-növekedés elhanyagolható. Ha szimultán foszfát kicsapítás történik a tisztításnál, az alkalmazott vegyszer típusától függően kell figyelembe venni az iszapnövekményt, 2,5 vagy 4,0 kg többlet iszaphozamot számolva minden kg vas vagy alumínium adagolásra. Biológiai többletfoszfor eltávolításnál minden kiló eltávolított foszforra 3 kg iszaphozam növekményt kell számításba venni.
- (10) Az eleveniszap vagy levegőztető medence koncentrációjának behatárolása a várható iszapindex figyelembevételével történhet. Javasolható, hogy előbb az utóülepítő tervezését végezzék el a megfelelő MLSS iszapkoncentráció figyelembevételével. Általánosan elfogadható, hogy a levegőztető medencékben 3,0-5,0 kg/m³ (MLSS) iszapkoncentrációt tervezzenek. A nagyobb értéket vagy azt meghaladó értéket csak olyan esetben célszerű tervezni, ha az iszapindex 100 ml/l érték alatt várható.
- (11) A reaktortérfogat számítása a (14) egyenlet alapján történhet.
- (12) Nitrogén-eltávolítás esetére a belső recirkulációs arány számítása a (30) egyenlettel lehetséges. Ha a tisztítóban több lépcsős folyadék-betáplálást alkalmaznak, a (34) egyenlettel számítható a rendszer. Abban az esetben, ha szakaszos levegőztetésű nitrifikációt / denitrifikációt terveznek, a (38) egyenlet az irányadó.

- (13) Levegőtető berendezések tervezése a maximális oxigénfelvételi sebesség ((13) egyenlet) alapján kell történnjen. A nitrogén eltávolításhoz szükséges oxigén mennyisége ugyanakkor az alábbiak alapján számolható:

$$M_{O,N} = Q_d [4,3 \times (S_{NO_3,D} + S_{NO_3,e} - S_{NO_3,0}) - 2,9 \times S_{NO_3,D}] / 1000 \text{ (kg/d)}$$

- (14) Utóülepítő tervezése. Durva becsléssel az utóülepítő felszínének számítására vízszintes átfolyású ülepítők esetén a felületi iszapterhelést $q_{SV} = 450 \text{ l/m}^2\text{h}$ értékkel vehető figyelembe (lásd (44) egyenlet). Az oldalfal magasságát ilyenkor nem lehet 3 méternél kisebbre tervezni, és az utóülepítő folyadékának az átlagos mélysége általában 3,5-4,5 méterre tervezhető. (Kivéve, ha mély levegőtető után terveznek hasonlóan mélyebb utóülepítő medencét).

IRODALOMJEGYZÉK

- ABELING, U. (1994). Stickstoffelimination aus Industrieabwässern: Denitrifikation über Nitrit. *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover* **86**.
- ANTHONISEN, A. C., LOEHR, R. C., PRAKASAM, T. B. S., SRINATH, E. B. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. WPCF* **24**, 835-852.
- ARDERN, E., LOCKETT, T. (1914). Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *J. Soc. Chem. Ind* **33**. 523-529.
- ATV (1996). Hinweise zu tiefen Belebungsbecken. *Korrespondenz Abwasser* **43**. 1083-1086.
- ATV (1997). *ATV Handbuch: Biologische und weitergehende Abwasserreinigung*. 4th Edn. Berlin: Ernst & Sohn.
- BARNARD, J. L. (1973). Biological denitrification. *Water Pollut. Control* **72**. 705-720.
- BARNARD, J. L. (1974). Cut P and N without chemicals, *Water Wastes Eng.* **11**. 33-36.
- BARNARD, J.L. (1992). Design of prefermentation process in: *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Nutrient Removal* (RANGAL C. W., BARNARD, J. L., STENSEI, H. D., Eds.), pp. 85-89. Lancaster, PA: Technomic Publishing Co.
- BEGERT, A. (1985). Summen- und Gruppenparameter für organische Stoffe von Wasser und Abwasser. *Wiener Mitt. Wasser, Abwasser, Gewässer* **57**. G1-G29.
- BÖHNKE, B. (1978). Möglichkeiten der Abwasserreinigung durch das Adsorptions-Belegungsverfahren. *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser RWTH Aachen* **25**. 437-466.
- BOES, M. (1991). Stickstoffentfernung mit intermittierender Denitrifikation – Theorie und Betriebsergebnisse. *Korrespondenz Abwasser* **38**. 228-234.
- BRAUER, H. (1996). Aerobe und anaerobe biologische Behandlung von Abwässern, im Hubstrahl-Bioreaktor, in: *Behandlung von Abwässern, Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik*, Vol 4. (BRAUER, H., Ed.), pp. 414-504. Berlin: Springer-Verlag.
- BRINGMANN, G. (1961). Vollständige biologische Stickstoffeliminierung aus Klärwässern im Anschluß an ein Hochleistungs-nitrifikationsverfahren. *Ges. Ing.* **82**. 233-235.
- COOPER, P. F., COLI INSON, B., GREEN, M. K. (1997). Recent advances in sewage effluent denitrification: Part II. *Water Pollut. Control* **76**. 389-398.
- EKAMA, G. A., BARNARD, J. L., GÜNTHER, F. W., KREBS, P., McCORQUODALE, J. A. et al. (1997), Secondary Settling Tanks: Theory, Modelling, Design and Operation. *IAWQ Scientific and Technical Report No. 6*. London: IAWQ.
- EPA (1975). *Nitrogen Removal, Process Design Manual*. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH.

- ERMEL, G. (1983). Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen – Steuerung der Denitrifikation. *Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbeuwesen TU Braunschweig* **35**.
- GUJER, W., KAYSER, R. (1998). Bemessung von Belebungsanlagen auf der Grundlage einer CSB-Bilanz. *Korrespondenz Abwasser* **45**. 944-948.
- HEINZ, A., RÖTHLICH, H., LEESEL, T., KOPMANN, T. (1966). Erfahrungen mit ring-lace Festbettreaktoren in der kommunalen Abwasserreinigung. *Wasser Luft Boden* **40**. No. 4. 18-20.
- HENZE, M., GRADY, C. P. L., Jr., GUJER, W., MARAIS, G. v. R., MATSUO, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. *IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1*. London: IAWPRC.
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., BAISUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G. v. R. (1995). Activated Sludge Model No. 2. *IAWQ Scientific and Technical Report No. 3*. London IAWQ.
- IMHOFF, K. (1955). Das zweistufige Belebungsverfahren für Abwasser. *gwf Wasser Abwasser* **96**. 43-45.
- JENKINS, D., DAIGGER, G. T., RICHARD, M. G. (1993). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. 2nd Edn. Chelsea, MI: Lewis.
- JETTEN, M. S. M., HORN, S. J., van LOOSDRECHT, M. C. M. (1997). Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Sci. Technol.* **35**. No. 6. 171-180.
- JÜBERMANN, T., KRAUSE, G. (1968). Die Zentralkläranlage der Erdölchemie GmbH und der Farbenfabriken Bayer AG in Dormagen; Ejektorbelüftung in der biologischen Abwasserreinigung. *Chem. Ing. Techn.* **40**. 288-291.
- KAPPELER, J., GUJER, W. (1992). Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Water Sci. Technol.* **25**. No. 6. 125-139.
- KAYSER, R. (1990). Process control and expert systems for advanced wastewater treatment plants. In: *Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems* (BRIGGS, R., Ed.). pp. 203-210. Oxford: Pergamon Press.
- KAYSER, R. (1997). A 131 – Quo vadis. *Wiener Mitt. Wasser, Abwasser, Gewässer* **114**. 149-166.
- KAYSER, R., ERMEL, G. (1984). Control of simultaneous denitrification by a nitrate controller. *Water Sci. Technol.* **16**. No. 10-12. 143-150.
- KIENZLE, K. H. (1971). Untersuchungen über BSB, und Stickstoffelimination in schwachbelasteten Belebungsanlagen mit Schlammstabilisation. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Vol. 47. München: R. Oldenbourg.
- KNOWLES, G., DOWNING, A. L., BARRETT, M. J. (1965). Determination of kinetics constants for nitrifying bacteria in mixed culture, *J. Gen. Microbiol.* **38**. 263-278.
- KRAUTH, K., STAAB, K. F. (1988). Substitution of the final clarifier by membrane filtration within the activated sludge process; initial findings, *Desalination* **68**. 179-189.
- KULPBERGER, R. J., MATSCH, L. C. (1977). Comparison of treatment of problem wastewater with air and high purity oxygen activated sludge systems, *Prog. Water, Technol.* **8**. No. 6. 141-151.
- LANG, H. (1981). Nitrifikation in biologischen Klärstufen mit Hilfe des Bio-2-Schlamm-Verfahrens, *Wasserwirtschaft* **71**. 166-169.
- LESSEL, T. H. (1991). First practical experiences with submerged rope-type biofilm reactors, *Water, Sci. Technol.* **23**. 825-834.
- LUDZACK, F. J., ETTINGER, M. B. (1962). Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. *J. WPCF* **35**. 920-931.

- MATSCHÉ, N. F. (1972). The Elimination of nitrogen in the treatment plant of Vienna-Blumental. *Water Res.* **6**. 485-486.
- MATSCHÉ, N. F. (1977). Removal of nitrogen by simultaneous nitrification-denitrification in an activated sludge plant with mammoth rotor aeration. *Prog. Water Technol.* **8**. No. 4/5, 625-637.
- MIYAJI, Y., IWASAKI, M., SERVIGA, Y. (1980). Biological nitrogen removal by step-feed process. *Prog. Water, Technol.* **12**. No. 6. 193-202.
- MOHLMAN, F. W. (1934). The sludge index. *Sewage Works J.* **6**. 119-122.
- MORPER, M. R. (1994). Upgrading of activated sludge systems for nitrogen removal by application of the LINPOR[®] process, *Water Sci. Technol.* **29**. No. 12. 107-112.
- NYHUIS, G. (1985). Beitrag zu den Möglichkeiten der Abwasserbehandlung bei Abwässern mit erhöhten Stickstoffkonzentrationen. *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover* **61**.
- PASVEER, A. (1958). Abwasserreinigung im Oxidationsgraben, *Bauamt und Gemeindebatt* **31**. 78-85.
- PASVEER, A. (1964). Über den Oxidationsgraben. *Schweizerische Z., Hydrol.* **26**. 466-484.
- PASVEER, A., SWEERIS, S. (1962). A New Development in Diffused Air Aeration. *T. N. O. Working Report A 27*. Delft, NL: TNO.
- RANDAL, C. W., BARNARD, J. L., STENSEL, H. D. (1992). *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Nutrient Removal*. Lancaster, PA: Technomic Publishing Co.
- ROSENWINKEL, K. -H., WAGNER, J. (1998), Stand der Membrantechnik. *Gewässerschutz Wasser Abwasser RWTH Aachen* **165**. 28/1-28/14.
- SCHERB, K. (1965). Vergleichende Untersuchungen über das Sauerstoffeintragsvermögen verschiedener Belüftungssysteme auf dem Münchener Abwasserversuchsfeld. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* **12**. 330-350.
- SCHLEGEL, S. (1983). Nitrifikation und Denitrifikation in einstufigen Belebungsanlagen: Betriebsergebnisse der Kläranlage Lüdinghausen. *gwf Wasser Abwasser* **124**. 428-434.
- SCHLEGEL, S. (1986). Der Einsatz von getauchten Festbettkörpern beim Belegungsverfahren. *gwf Wasser Abwasser* **127**. 421-428.
- SEYFRIED, C. F., ABELING, U. (1992). Anaerobic-aerobic treatment of high strength ammonium wastewater; nitrogen removal via nitrite. *Prog. Water Technol.* **26**. No. 5/6. 1007-1012.
- SEYFRIED, C. F., HARTWIG, P. (1991). Großtechnische Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphatelimination in den Klärwerken Hildesheim und Husum. *Korrespondenz Abwasser* **38**. 184-190.
- SORENSEN, J. (1996). Optimization of a nutrient removing wastewater treatment plant using on-line monitoring. *Water Sci. Technol.* **33**. No. 1. 265-273.
- STENSEL, H. D., BARNARD, J. L., (1992). Principles of biological nutrient removal, in: *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Nutrient Removal* (RANDAL, C. W., BARNARD, J. L., STENSEL, H. D., Eds.). pp. 25-84. Lancaster, PA: Technomic Publishing Co.
- TAKAHASHI, M., SUZUKI, Y. (1995). Biological enhanced phosphorus removal process with immobilized microorganisms. *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Hannover* **92**. 22/1-22/12.
- THOLANDER, B. (1977). An example of design of activated sludge plants with denitrification. *Prog. Water. Technol.* **9**. No. 4/5. 661-672.
- THOMAS, E. A. (1962). Verfahren zur Entfernung von Phosphaten aus Abwässern. *Swiss Patent* No. 361 543.

- TISCHLER, L. F. (1968). Linear removal of simple organic compounds in the activated sludge process. *Thesis*. The University of Texas, Austin. TX.
- ULLRICH, A. J., SMITH, M. W. (1951). The biosorption process of sewage and waste treatment. *Seewage Ind. Wastes* **23**. 1248-1252.
- VOGELPOHL, A. (1996). Hochleistungsverfahren und Bioreaktoren für die biologische Behandlung hochbelasteter industrieller Abwässer. in: *Behandlung von Abwässern Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik*. Vol. 4. (BRAUER, H., Ed.). pp. 391-413. Berlin: Springer-Verlag.
- VON DER EMDE, W. (1964). Die Geschichte des Belebungsverfahrens. *gwf Wasser Abwasser* **105**. 755-780.
- VON DER EMDE, W. (1971). Die Kläranlage Wien Blumental. *Oesterr. Wasserwirtsch.* **23**. 11-18.
- WAREHAM, D. G., HALL, K. J., MAVINIC, D. S. (1993). Real-time control of aerobic anoxic sludge digestion using ORP. *ASCE J. Env.Eng.* **119**. 120-136.
- WICHT, H. (1995). N₂O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen. *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig* **58**.
- WICHT, H., BEIER, M. (1995). N₂O-Emissionen aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen. *Korrespondenz Abwasser* **42**. 404-413.
- WUHRMANN, K. (1964). Stickstoff- und Phosphorelimination. Ergebnisse von Versuchen im technischen Maßstab, *Schweiz. Z. Hydrol.* **26**. 520-558.
- WUHRMANN, K., VON BEUST, F. (1958). Zur Theorie des Belebtschlammverfahrens II. Über den Mechanismus der Elimination gelöster organischer Stoffe aus Abwasser. *Schweiz. Z. Hydrol.* **20**. 311-330.
- ZACHARIAS, B. (1996). Biologische Stickstoffelimination hemmstoffbelasteter Abwässer am Beispiel eines Eisenhüttenwerkes *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig* **60**.
- ZACHARIAS, B., KAYSER, R. (1995). Treatment of steel works effluent with a conventional single sludge system built in cascades. *Proc. 50th Ind. Waste Conf.*, Purdue University (WUKASCH, R. F., Ed.). pp. 705-716. Chelsea, MI: Ann Arbor Press.
- ZANDERS, E., GROENEWEG, J., SOEDER, C. J. (1987). Blähschlammverminderung und simultane Nitrifikation/Denitrifikation. *Wasser-Luft-Betrieb* **31**. No. 9. 20-24.
- ZEPER, J., DE MAN, A. (1970). New developments in the design of activated sludge tanks with low BOD loadings, in: *Advances in Water Pollution Research*, Vol. 1 (JENKINS, S. H., Ed.). pp. H-8/1-10. Oxford: Pergamon Press.